

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
імені В. Н. КАРАЗІНА

Некос А. Н., Холін Ю. В.

*Пам'яті професора Некоса  
Володимира Юхимовича присвячується*

# **ТРОФОГЕОГРАФІЯ : ТЕОРІЯ І ПРАКТИКА**

Монографія

Харків – 2014

УДК 911:504.5:546.3/.9:633/635

ББП 26.8

Н 47

*Рекомендовано до друку Вченою радою  
Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна  
(протокол № 1 від 13.01.2014)*

**Рецензенти:**

**М. Д. Гродзинський** – д-р геогр. наук, проф., чл.-кор. НАН України (Київський національний університет імені Тараса Шевченка )

**Г. І. Денисик** - д-р геогр. наук, проф.  
(Вінницький державний педагогічний університет імені Михайла Коцюбинського);

**Некос А. Н.** Трофогеографія : теорія і практика: монографія / А. Н. Некос, Ю. В. Холін. – Х: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2015. – 296 с.  
ISBN 978-966-285-076-5

У монографії узагальнені та систематизовані літературні матеріали та результати власних досліджень авторів щодо географічних особливостей формування якості продуктів харчування рослинного походження. Представлена та обґрунтована концепція трофогеографічних досліджень. Розглянуті регіональні, зональні та субглобальні особливості диференціації металоаккумулятивних властивостей різних видів рослинної продукції в умовах 4 географічних поясів Північної півкулі. Наведені результати моделювання та прогнозування вмісту важких металів у харчовій рослинній продукції.

Для викладачів, аспірантів, студентів екологічного та географічного факультетів вищих навчальних закладів, а також фахівців у галузі рослинництва, садівництва, ґрунтознавства, агрохімії, агрономії та інших сільськогосподарських наук.

## ЗМІСТ

ВСТУП.....	4
РОЗДІЛ 1. НАУКОВО-ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ТРОФОГЕОГРАФІЇ	8
1.1 Концепція трофогеографічних досліджень у контексті екологічної безпеки.....	8
1.2 Трофогеографія як новий науковий напрямок та її місце у системі географічних наук.....	14
1.3 Історія становлення трофогеографічних знань.....	25
1.3.1 Догеографічний етап формування трофогеографічних знань.....	26
1.3.2 Географічний етап формування трофогеографічних знань.....	29
1.4 Світовий досвід дослідження якості рослинної харчової продукції.....	33
РОЗДІЛ 2. ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ МІКРОЕЛЕМЕНТНОГО СКЛАДУ РОСЛИННОЇ ПРОДУКЦІЇ.....	39
2.1 Рослинна харчова продукція як об'єкт дослідження трофогеографії.....	39
2.2 Мікроелементи як потенційні політанти рослинної продукції та їх біохімічна роль.....	51
2.3 Трофогеографічні аспекти механізмів формування мікроелементного складу рослинної харчової продукції.....	72
2.3.1 Ґрунтове надходження мікроелементів до рослин.....	72
2.3.2 Аеральне надходження мікроелементів до рослин.....	73
2.3.3 Накопичення та розподіл мікроелементів у рослинному організмі.....	75
2.3.4 Механізми забезпечення толерантності рослин до токсичної дії надлишкових концентрацій важких металів у навколишньому середовищі.....	79
2.4 Географічні фактори формування мікроелементного складу рослинної продукції.....	82
2.4.1 Природні фактори формування мікроелементного складу рослинної продукції.....	82

2.4.2 Соціально-економічні фактори формування мікроелементного складу рослинної продукції.....	89
РОЗДІЛ 3. МЕТОДОЛОГІЧНА ОСНОВА ТРОФОГЕОГРАФІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	93
3.1 Аналітичні дослідження у трофогеографії.....	93
3.2 Статистичні дослідження у трофогеографії.....	106
РОЗДІЛ 4. ПРАКТИКА ТРОФОГЕОГРАФІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ : РЕГІОНАЛЬНИЙ ТА СУБГЛОБАЛЬНИЙ РІВНІ.....	111
4.1 Фоновий вміст важких металів у рослинній продукції та ґрунтах.....	111
4.2 Регіональна специфіка формування мікроелементного складу рослинної продукції та ґрунтів у межах України.....	122
4.3 Трофогеографічні особливості акумуляції важких металів у рослинній продукції, вирощеній у межах різних геосистем.....	150
4.3.1 Особливості формування якості рослинної продукції, вирощеної у межах різних природних геосистем.....	150
4.3.2 Особливості формування якості рослинної продукції, вирощеної у межах урбогеосистем.....	156
4.3.3 Особливості формування якості рослинної продукції, вирощеної в умовах придорожніх антропогенних геосистем.....	159
4.4 Субглобальні трофогеографічні дослідження накопичення важких металів у ґрунтах і рослинній продукції.....	162
РОЗДІЛ 5. МОДЕЛЮВАННЯ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ У ТРОФОГЕОГРАФІЧНИХ ДОСЛІДЖЕННЯХ.....	174
5.1 Статистичні методи у дослідженнях географічної диференціації металоаккумулятивних властивостей різних видів рослинної продукції .....	174
5.1.1 Диференціація металоаккумулятивних властивостей рослинної продукції у межах Харківського регіону.....	174
5.1.2 Диференціація металоаккумулятивних властивостей рослинної продукції в умовах різних природних зон і регіонів України....	185

5.1.3 Диференціація металоакумулятивних властивостей рослинної продукції в умовах різних географічних поясів Північної півкулі.....	189
5.2 Дисперсійний аналіз у дослідженнях впливу факторів довкілля на формування якості рослинної продукції.....	192
5.2.1 Вплив природних факторів на формування якості рослинної продукції.....	194
5.2.2 Вплив соціально-економічних факторів на формування якості рослинної продукції.....	200
5.3 Моделювання і прогнозування характеру накопичення підвищених концентрацій важких металів у рослинній харчовій продукції.....	204
ВИСНОВКИ.....	212
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	216
ДОДАТКИ.....	252

## ВСТУП

Рослинна продукція є домінуючою складовою щоденного раціону людини, що робить якість продуктів харчування пріоритетним фактором формування стану здоров'я населення. Разом з тим, в умовах динамічно зростаючого антропогенного пресингу збільшується імовірність забруднення компонентів довкілля, в тому числі рослинного покриву, що актуалізує дослідження екологічної безпеки продуктів харчування рослинного походження.

Як відомо, хімічний склад рослинного організму визначається процесами поглинання макро- та мікроелементів із середовища їх живлення. Тому якість рослинної продукції розглядається як результат біогеохімічної міграції хімічних елементів у компонентах ландшафту. У зв'язку з інтенсифікацією техногенезу техногенні потоки хімічних елементів збільшують еколого-геохімічну мозаїчність природно-територіальних і природно-антропогенних комплексів, що посилює біогеохімічну контрастність ландшафтів. Таким чином, за умов значного антропогенного навантаження процес перерозподілу геохімічних потоків визначається не лише природними, але й соціально-економічними факторами та особливостями функціонування антропогенних ландшафтів, насамперед промислових, міських, сільськогосподарських і дорожніх.

Нераціональне господарське використання природних ресурсів призвело до розширення переліку елементів, зокрема важких металів, що входять у техногенні потоки забруднення. Це, в свою чергу, спричиняє антропогенну поліметалічну трансформацію довкілля. Виступаючи домінуючими полютантами, важкі метали здатні активно акумулюватися у депонуючих середовищах, зокрема у ґрунті. Крім того, властивість важких металів до біоконцентрування по трофічних ланцюгах підкреслює особливу небезпечність поліметалічного забруднення продуктів харчування. Активно поглинаючи та накопичуючи важкі метали у високих концентраціях, рослини стають своєрідними індикаторами геохімічних аномалій як природного, так і техногенного походження. Значна територіальна варіація рівня забруднення рослинної продукції та відсутність науково обґрунтованих методів її врахування та контролю спонукає до пошуку шляхів оптимізації процесів формування якості рослинної продукції.

Сьогодні у світі накопичено значний теоретичний та практичний досвід у сфері вивчення особливостей формування хімічного складу рослинної продукції з точки зору сільськогосподарських і біологічних

наук. Однак, геоекологічні та територіальні чинники, які в умовах сучасного антропоїзованого ландшафту відіграють пріоритетну роль у процесах біогеохімічної міграції та акумуляції поллютантів у рослинній продукції, до цього часу залишалися поза увагою. На думку авторів, цей аспект дослідження екологічної безпеки рослинної продукції може бути реалізований лише за умови залучення науково-теоретичних і практичних доробок конструктивної географії. Саме тому автори виступають ініціаторами виділення нового наукового напрямку конструктивної географії – трофогеографії, спрямованої на виявлення впливу природних і соціально-економічних факторів на якість харчової продукції з метою мінімізації накопичення у ній токсикантів.

У монографії систематизовано світовий досвід вивчення якості рослинної продукції, а також представлені власні результати трофогеографічних досліджень авторів. Аргументовано необхідність залучення науково-теоретичних доробок конструктивної географії до вивчення механізмів формування якості рослинної продукції та розроблено наукові основи трофогеографії як нового наукового напрямку конструктивної географії.

У монографічній праці викладені основні результати комплексних субглобальних і регіональних трофогеографічних досліджень, проведених авторами протягом 2007-2012 рр. в межах 4 географічних поясів Північної півкулі – помірного, субтропічного, тропічного та субекваторіального. Висвітлена регіональна специфіка формування мікроелементного складу рослинних продуктів харчування для лісової, лісостепової та степової природних зон і Карпатського та Кримського регіонів України. Розкриті основні особливості диференціації металоакумулятивних властивостей залежно від типу рослинної продукції для овочів, фруктів, ягід, лікарських трав та ін. На прикладі модельного Харківського регіону простежено характер територіальної варіації рівня забруднення рослинної продукції та проведено моделювання акумуляції важких металів у продуктах харчування рослинного походження.

Наукові положення, сформульовані у монографічній роботі, базуються на понад 11 тис. аналітичних вимірюваннях вмісту 10 металів (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Al, Co, Cr та Cd) у 70 видах рослинної продукції різних типів (овочі, фрукти, ягоди, гриби, лікарські трави, горіхи, зернові), що була відібрана на 1172 тестових ділянках в межах 17 країн світу (переважно країни Європи).

При вирішенні поставлених задач автори спиралися на науково-теоретичні положення системи географічних, сільськогосподарських і

біологічних наук щодо особливостей міграції хімічних елементів у природних компонентах, а також факторів навколишнього середовища, які визначають інтенсивність надходження та транслокації мікроелементів до рослинного організму.

Значний вплив на становлення наукових позицій авторів щодо конструктивно-географічних засад проблеми екологічної безпеки продуктів харчування рослинного походження мали роботи географів, геохіміків і ґрунтознавців, у сфері наукових інтересів яких лежать теоретичні та методологічні положення щодо системності процесів біогеохімічної міграції у компонентах довкілля – О. П. Виноградова, Б. Б. Полинова, О. І. Перельмана, Ю. В. Алексєєва, М. А. Глазовської, Г. В. Добровольського, В. М. Гуцуляка, В. Б. Ільїна, П. Г. Шищенка, В. В. Медведєва, М. Д. Гродзинського, Г. І. Денисика, К. А. Позаченюк, А. Кабати-Пендіас, О. М. Адаменка, І. М. Волошина, С. А. Балюка, А. І. Фатєєва, І. П. Ковальчука, Г. І. Рудька, Л. Л. Малишевої та ін.

Автори сподіваються, що їх робота сприятиме подальшому розвитку досліджень продовольчо-екологічної безпеки на основі залучення конструктивно-географічного підходу та, разом з тим, розширенню спектру сучасних конструктивно-географічних пошуків.

Результати трофогеографічних досліджень та сформульовані на їх основі теоретичні та методичні положення, висвітлені в монографії, можуть становити інформаційну базу для проведення моніторингу та нормування якості рослинної харчової продукції, а також оптимізації територіальної структури агроландшафтів і видового складу агрофітоценозів із урахуванням комплексу природних і соціально-економічних факторів території вирощування.

Матеріали, викладені у монографії, можуть бути використані у рамках підготовки студентів-екологів, географів, а також майбутніх фахівців у галузі рослинництва, садівництва, ґрунтознавства, агрохімії, агрономії та інших сільськогосподарських наук.

Автори монографії виносять щиру вдячність доктору географічних наук, професору Некосу Володимиру Юхимовичу за творчі ідеї, мудрі настанови, поради та підтримку на початкових етапах дослідження.

Особливу подяку автори висловлюють доктору географічних наук, професору, члену-кореспонденту НАН України М. Д. Гродзинському, доктору географічних наук, професору В. М. Гуцуляку, доктору географічних наук, професору Г. І. Денисику, доктору географічних наук, професору К. А. Позаченюк – за корисні поради та цінні зауваження, які сприяли вдосконаленню структури та змісту роботи.



Велика подяка д-ру екон. наук, проф., член-кор. АПН України, акад. АН ВШ України Я. Б. Олійнику, д-ру с.-г. наук, проф., акад. НААН України С. А. Балюку, д-ру геогр. наук, проф., член-кор. АПН України П. Г. Шищенку, д-ру с.-г. наук, проф. М. О. Клименку, д-ру с.-г. наук, проф. Д. В. Лико, д-ру геогр. наук, проф. В. А. Пересадько, д-ру хім. наук, проф. В. Д. Орлову, д-ру с.-г. наук, проф. А. І. Фатєєву, д-ру біол. наук, проф. А. М. Крайнюковій, канд. геогр. наук, доц. Г. В. Тітенко, канд. геогр. наук, доц. Ю. В. Буцу, канд. військ. наук, доц. Е. О. Кочанову, канд. хім. наук Я. Н. Краснянчин, старш. наук. співроб. Л. В. Баскаковій, завідувачу науково-дослідної лабораторії аналітичних екологічних досліджень екологічного факультету ХНУ імені В. Н. Каразіна А. Г. Гарбуз – за висловлені рекомендації та підтримку під час проведення багаторічних досліджень; П. В. Семибратовій, І. В. Бодак, Ю. І. Андрущенко, Я. Є. Молодан, В. В. Мірошніченку – за допомогу у підготовці монографічної праці до видання; студентам кафедри екологічної безпеки та екологічної освіти ХНУ імені В. Н. Каразіна – за допомогу у зборі матеріалів у ході трофогеографічних досліджень.

## РОЗДІЛ 1

### НАУКОВО-ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ТРОФОГЕОГРАФІЇ

#### 1.1 Концепція трофогеографічних досліджень у контексті екологічної безпеки

Безпека людини та природного середовища, в якому вона знаходиться, є базовою складовою сталого розвитку, що широко використовується ООН як головна характеристика гуманітарного прогресу суспільства. Тому, володіючи статусом найвищого пріоритету в державній політиці, питання безпеки повинні відігравати виняткову роль при прийнятті політичних рішень.

До існуючих проблем безпеки у другій половині ХХ-го ст. додалася проблема продовольчо-екологічної безпеки, пріоритетним аспектом якої є екологічна безпека продуктів харчування рослинного походження як домінантної складової щоденного харчового раціону людини. Під ***безпекою рослинної продукції*** розуміється відсутність токсичної, канцерогенної, мутагенної та іншої негативної дії на організм людини при споживанні в загальноприйнятій кількості. Екологічна безпека гарантується встановленням і дотриманням регламентованого рівня вмісту (відсутність або обмеження рівнів ГДК) забруднюючих речовин хімічної або біологічної природи, а також природних токсичних речовин, характерних для даного продукту, і таких, що представляють небезпеку для здоров'я людини [255].

Як зазначає П. М. Черінько, збільшення протягом останніх років попиту на високоякісні продукти харчування стимулює інтерес до вивчення проблеми продовольчої безпеки з точки зору інформації про безпеку продуктів харчування [344]. Дана проблематика знайшла своє відображення у роботах О. М. Алімова та А. І. Даниленко [6], В. Г. Андрійчука [10], П. Борщевського [34], Л. В. Дейнеко [95], Б. В. Буркинського та Н. Г. Ковальнової [35], П. Т. Саблука [309], Л. Є. Купинець [173] та ін. У світлі інтенсифікації експлуатації природних ресурсів і нераціонального функціонування складових агропромислового комплексу домінантним фактором, що визначає якість продуктів харчування рослинного походження, є екологічний стан навколишнього середовища. Тому безпека продуктів харчування тісно пов'язана з екологічною безпекою.

Первинні основи загальної концепції екологічної безпеки закладені М. Ф. Реймерсом [302], С. А. Боголюбовим [31], М. М. Мойсеевим [194], К. Ф. Фроловим [116], В. І. Даніловим-Данільяном [92, 93] та ін.

Останнім часом у зв'язку з активізацією техногенезу спостерігається актуалізація теоретичних та практичних досліджень у сфері екологічної безпеки, відбувається поглиблення та деталізація знань з різних напрямків, зокрема, з техніко-економічного (Б. М. Данилишин [91], А. Г. Шапар [347], В. М. Шмандій [353], С. І. Дорогунцов [111] та ін.) і природничого (Г. О. Білявський [119], Г. І. Рудько [306], В. Ю. Некос [352], В. О. Боков [32], А. Б. Качинський [150], А. В. Яцик [366]).

Походження поняття «екологічна безпека», як відмічає фахівець у галузі юриспруденції та правознавства, проф. В. І. Андрейцев, має поліплановий характер [9]. Оскільки екологічна безпека є різноплановою та інтегрованою категорією, у наукових джерелах у галузі гуманітарних, природних, соціальних і правових наук зустрічається досить багато дефініцій даного поняття, причому часто суттєво різних [31, 32, 94, 352].

Як зазначає Н. Й. Басюркіна, поняттю «безпека» властиві системні якості різних суспільних об'єктів (ноосфера, етносфера, техно- і соціосфера) і природи (геосфера, гідросфера, атмосфера і біосфера), тому існує досить велика кількість видових понять: безпека загальна, національна, глобальна, військова, демографічна, економічна, продовольча, екологічна, радіаційна та ін. [21]. Безпека екологічна може розглядатись у межах будь-яких територіальних одиниць – у глобальних, регіональних і локальних рамках. Фактично ж ці територіальні одиниці характеризують геосистеми (екосистеми) різного ієрархічно рангу – від біогеоценозів (агроценозу, урбоценозу) до біосфери. Тому особливо актуальним є забезпечення екологічної безпеки на локальному рівні, а саме – безпеки рослинної продукції, вирощеної на приватних городніх ділянках, які в аспекті територіальної прив'язки можна розглядати як локальні частини агросфери.

Доцільність розробки та послідовної реалізації концепції екологічної безпеки розглядалась ще на черговій нараді Політичного консультативного комітету держав – учасників Варшавського Договору у липні 1988 р., за якою екологічна безпека має сприяти сталому та безпечному розвитку, за якого буде забезпечуватись збереження, раціональне використання, відтворення і підвищення якості навколишнього середовища [211]. У червні 1992 р. на Конференції ООН (м. Ріо-де-Жанейро) ідеї забезпечення екологічної безпеки в аспекті міжнародного співробітництва отримали подальший розвиток у світлі концепції сталого розвитку, яку було визнано домінантною ідеологією прогресу цивілізації [344]. Україна підтвердила прагнення йти шляхом

сталого розвитку, що було зафіксовано на законодавчому рівні у Концепції сталого розвитку населених пунктів України в 1997 р. [168].

Нагадаємо, що під поняттям «сталий розвиток» потрібно розуміти «...такий розвиток, який задовольняє потреби сучасності, але не ставить під загрозу здатність майбутніх поколінь задовольняти свої потреби» [155, с. 10]. Модель сталого розвитку виступає підґрунтям для побудови основних принципів національної політики держави щодо забезпечення екологічної безпеки в умовах глобалізації екологічної кризи [211]. При цьому необхідним аспектом забезпечення екологічної безпеки як складової концепції сталого розвитку є гарантування якості та екологічної безпечності продуктів харчування, у тому числі рослинного походження, що входять до щоденного харчового раціону населення. Адже, як наголошує Б. М. Данилишин, сталий розвиток людства передбачає вирішення проблеми продовольчої безпеки без виснаження природних ресурсів та забезпечення потреб людини у здоровому фізіологічному та духовному розвитку, чистій воді, повітрі, харчових і промислових продуктах [91].

Сьогодні у світі термін «продовольчо-екологічна безпека» асоціюється не лише із здоров'ям конкретного безпосереднього споживача продуктів харчування, але й з перспективами виживання людства в цілому. Тому з метою забезпечення глобальної продовольчої безпеки активно розробляється система нормативно-правових актів як на теренах Європейського Союзу, так і всього світу. Зокрема, в Європі діє ціла низка директив, що регламентують гранично допустимий вміст контамінантів у харчових продуктах, а саме – Директиви 91/414/ЄС, 90/642/ЄС, 97/41/ЄС та ін.

Крім того, у Європейському Союзі побудовані дієві механізми управління безпекою продуктів харчування, які регламентуються серією стандартів ISO 22000 «Системи менеджменту безпеки харчових продуктів», а також Директивою 93/43/ЄЕС «Про гігієну харчових продуктів» від 14.06.1993 р., Регламентом Європейського парламенту і ради № 852/2004 «Про гігієну продовольчих товарів», Директивою 2001/95/ЄС «Про загальну безпеку продукції» від 03.12.2001 р., що містять вимоги до систем менеджменту безпеки харчових продуктів, та Директивою 2001/18/ЄС від 17.08.2002 р. «Про навмисне вивільнення генетично модифікованих організмів у довкілля» (раніше 90/220/ЄС). Також на території ЄС діє «Рекомендований міжнародний звід правил харчової гігієни» («Recommended International Code of Practice-General Principles of Food Hygiene») [136].

Урядовий контроль за продовольчими товарами регулює Директива Ради 89/397/ЄС від 14.06.1989 р., а загальні принципи продовольчого законодавства прописані у Регламенті ЄС № 178/2002 «Про встановлення загальних принципів та приписів продовольчого законодавства, про створення Європейського органа з безпеки продуктів харчування та про закріплення процедур щодо безпеки продовольчих товарів» від 28.01.2002 р. На вирішення проблем екологічної безпеки продуктів харчування спрямована діяльність таких міжнародних організацій, як Експертна комісія з продовольства при ООН «Codex Alimentarius» (САС), створена у 1963 р., Європейська організація з якості (ЕОQ), Організація з питань продовольства та сільського господарства (ООН АО) та ін.

В Україні категорія «екологічна безпека продовольчих продуктів» увійшла в лексику спеціальної, в тому числі, юридичної літератури та отримала не тільки інституційне, але й нормативно-правове закріплення у законних і підзаконних актах загальнонормативного та охоронного спрямування, зокрема у Законі України «Про захист прав споживачів» від 12.05.1991 р. [286], «Про охорону навколишнього природного середовища» від 25.06.1991 р. [289], «Про безпечність та якість харчових продуктів» від 23.12.1997 р. [282].

До важливих нормативних документів у галузі екологічної безпеки продуктів харчування слід також додати Закон України «Про Загальнодержавну цільову економічну програму проведення моніторингу залишків ветеринарних препаратів та забруднюючих речовин у живих тваринах, продуктах тваринного походження і кормах, а також у харчових продуктах, підконтрольних ветеринарній службі, на 2010-2015 роки» від 04.06.2009 р. [284], Закон України «Про державну систему біобезпеки при створенні, випробуванні, транспортуванні та використанні генетично модифікованих організмів» від 31.05.2007 р. [283] та наказ МОЗ України «Про затвердження Переліку харчових продуктів, щодо яких здійснюється контроль вмісту генетично модифікованих організмів» від 09.11.2010 р. [285].

Досить часто поняття «екологічно безпечні рослинні продукти харчування» пов'язують із терміном «органічне землеробство», яке передбачає відмову від використання хімічно синтезованих речовин і виключення застосування генетично модифікованих продуктів при вирощуванні сільськогосподарських культур. Важливим кроком у розвитку законодавчого забезпечення продовольчо-екологічної безпеки стала розробка проекту Закону України «Про органічне виробництво» [287], що дозволить збільшити обсяги виробництва

екологічно чистої, конкурентоспроможної сільськогосподарської продукції та забезпечити споживача високоякісними, а головне – безпечними для здоров'я продуктами харчування. Даний законопроект спрямований на покращення основних показників стану здоров'я населення, охорони довкілля, на забезпечення раціонального використання і відтворення ґрунтів та інших природних ресурсів [287]. Однак, на жаль, після прийняття даного закону Верховною Радою України 21.04.2011 р. його було відхилено Президентом України, тому він втратив чинність.

Проте, чи завжди можна вважати приватні городні та садові ділянки громадян зонами органічного виробництва? Справа в тому, що досить часто власники таких приватних ділянок застосовують хімічні засоби захисту рослин, особливо інсектициди та фунгіциди, замість використання натуральних методів. Приватні виробники не завжди впевнені, чи не використовують вони генномодифіковане насіння, чи не забруднений ґрунт радіонуклідами, важкими металами чи залишками пестицидів. Крім того, досить часто дані присадибні ділянки знаходяться в екологічно забруднених зонах.

Також слід відзначити, що спектр охоплення нормативно-правової бази стосується харчової продукції, що виготовляється для масової реалізації, тоді як якість рослинної продукції приватних присадибних ділянок не підлягає під правове регулювання та державний контроль. Як тільки ця продукція потрапляє на реалізацію, всі згадані вище нормативні вимоги починають діяти. Таким чином, відсутність повної, достовірної інформації про якість та безпеку рослинної продукції, яку населення вирощує для задоволення власних потреб, ще раз підкреслює важливість організації та проведення досліджень з даної проблематики.

Науково-технічний прогрес актуалізує необхідність вирішення проблеми екологічної безпеки навколишнього середовища, зокрема і рослинного покриву як компонента біосфери, шляхом розробки нових теоретичних знань, наукових підходів і методів досліджень існуючих процесів і закономірностей функціонування природних систем. Тому автори проявляють ініціативу у виділенні нового наукового напрямку конструктивної географії – *трофогеографії*, яка покликана вивчити механізми формування якості продуктів харчування рослинного походження під комплексним впливом природних і соціально-економічних факторів навколишнього середовища.

Конструктивна географія забезпечує новий аспект дослідження проблеми екологічної безпеки рослинних продуктів харчування. Теоретичні та практичні доробки конструктивної географії, яка

займається комплексним вивченням не лише природних, але і соціально-економічних факторів навколишнього середовища, можуть слугувати інструментом для виявлення закономірностей надходження забруднюючих речовин до рослинної продукції.

Доцільність віднесення проблеми екологічної безпеки рослинних продуктів харчування до сфери дослідження саме конструктивної географії аргументована тим, що задачею даного наукового напрямку є оптимізація довкілля та раціоналізація природоперетворюючої діяльності. В епоху інтенсивного антропогенного пресингу наслідки активної господарської діяльності людства відображаються у змінах багатьох компонентів природи як у локальних, так і в глобальних масштабах. Тому, як зазначає основоположник конструктивної географії І. П. Герасимов, конструктивно-географічні дослідження повинні слугувати своєрідним «містком» між географічною наукою та господарською практикою [68, 257]. Адже за суттєвого антропогенного тиску розробка шляхів оптимізації навколишнього середовища, в тому числі рослинного покриву як його невід’ємної складової, потребує нових наукових підходів і методів досліджень.

## **1.2 Трофогеографія як новий науковий напрямок та її місце у системі географічних наук**

Сьогодні з’явилась нагальна потреба у залученні географії до вирішення проблеми оптимізації екологічної безпеки рослинних продуктів харчування. На сучасному етапі розвитку людства техногенез та його територіальна диференціація зумовили зміну домінуючих факторів розподілу хімічних елементів у рослинах: провідну роль почали відігравати не генетичні та фізіологічні особливості рослин, а геоекологічні та територіальні чинники. Через це зрушення теоретичні та методологічні положення сільськогосподарських і біологічних наук виявились недостатніми для пояснення процесів накопичення полутантів у рослинній продукції, адже ці положення стосувались лише міграції хімічних елементів у системі «грунт – рослина». Тому з’явилась нагальна потреба у розширенні теоретичної бази досліджень, контролю й управління екологічною безпекою рослинної продукції в умовах сучасного антропоїзованого ландшафту та зростаючих впливів на нього. Такий базис надає конструктивна географія, теоретичні та практичні доробки і методологічний інструментарій якої здатні

пояснити особливості надходження забруднюючих речовин до рослинної продукції на основі встановлення причинно-наслідкових зв'язків між природними та соціально-економічними процесами.

Географічні особливості належать до домінуючих чинників формування хімічного складу рослинного організму, оскільки проявляються у процесах перерозподілу хімічних елементів у компонентах довкілля під впливом різних геоморфологічних особливостей, ландшафтних умов, ґрунтового різноманіття, якості ґрунтових та поверхневих вод, складу атмосферних опадів, роси та пилу, які містять у своєму складі політанти техногенного походження.

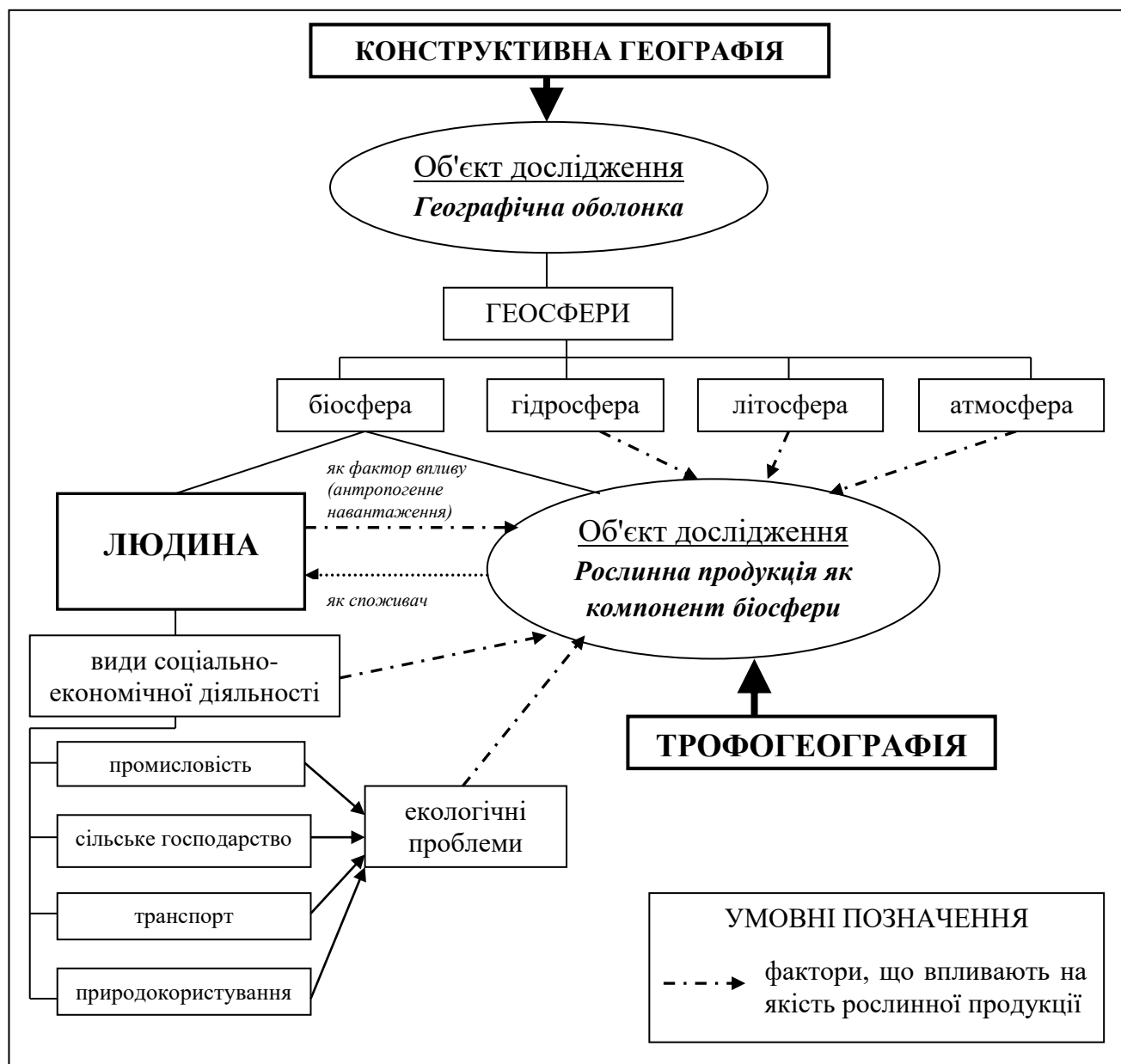
Крім того, географічні умови визначають пріоритетний склад харчового раціону різних груп населення залежно від традиційних історично сформованих умов харчування даного етносу, що обумовлює споживання рослинної продукції, яка характеризується однотипними металоаккумулятивними властивостями. А це, у свою чергу, тягне за собою ризик появи специфічних регіональних захворювань населення.

Поява у системі географічних наук нового наукового напрямку – трофогеографії – є цілком аргументованим результатом міждисциплінарної інтеграції та водночас дивергенції географічного знання відповідно до соціального запиту у науково-теоретичній базі та практичному інструментарії для дослідження географічних аспектів проблеми екологічно безпечного харчування [231, 242, 243].

Виділяючи новий науковий напрямок у географічних дослідженнях, безумовно, необхідно сформулювати його дефініцію. Під **трофогеографією** розуміється новий науковий напрямок конструктивної географії, який займається вивченням якості продуктів харчування рослинного походження, що формується під комплексним впливом природних, соціально-економічних та інших факторів.

Віднесення даного наукового напрямку до конструктивної географії потребує аргументованого обґрунтування доцільності класифікації трофогеографії як складової наук про Землю та визначення її місця у системі географічних наук. По-перше, належність трофогеографії до конструктивної географії обумовлена тісним взаємозв'язком об'єктів їх дослідження (рис. 1.1). Зауважимо, що серед науковців існує точка зору, що об'єкт певної наукової дисципліни може частково співпадати з об'єктами двох і більше дисциплін [218]. У такому випадку можна стверджувати, що об'єкти досліджень географії взагалі та конструктивної географії зокрема включають у себе й об'єкт вивчення трофогеографії на всіх відповідних ієрархічних рівнях.





**Рис. 1.1. Взаємозв'язок конструктивної географії та трофогеографії**

Так, на найвищому ієрархічному рівні об'єктом дослідження географії (зокрема і конструктивної географії) є географічна оболонка (ландшафтна оболонка – за Ю. К. Єфремовим [127]; біогеосфера – за І. М. Забеліним [132, 133]; епігеосфера – за А. Г. Ісаченком [140]). В. М. Гохман визначає об'єктом дослідження географії на найвищому ієрархічному рівні геосистеми, для яких характерні всі ознаки загальних систем, що враховуються на загальнонауковому рівні, але зі своїми характерними географічними ознаками та специфічним предметним змістом [78]. Елементами геосистем є як природні, так і суспільні компоненти геосфери. Таким чином, хімічний склад рослинної продукції як складової біосфери є в той же час результатом взаємодії та взаємопроникнення усіх геосфер (атмосфери, гідросфери,

літосфери, біосфери) на фоні інтенсивної людської діяльності, яка за рівнем впливу є рівнозначною будь-якій з вище названих сфер і формує окрему сферу – антропосферу. Отже, рослинна продукція як об'єкт дослідження трофогеографії є елементом геосистем усіх ієрархічних рівнів й розглядається як один із аспектів функціонування географічної оболонки, а отже, є складовою об'єкта дослідження конструктивної географії.

Співставлення предметів дослідження конструктивної географії та трофогеографії також ілюструє належність даного науково напрямку до системи географічних наук. Якщо предметом вивчення конструктивної географії є закони, закономірності та особливості функціонування геосистем (географічної оболонки або геопростору), то предметною областю трофогеографії є закономірності та особливості формування одного з аспектів функціонування географічної оболонки – хімічного складу рослинної продукції геосистем під комплексним впливом природних і соціально – економічних (антропогенних) факторів.

Базовою теоретичною передумовою виникнення та становлення трофогеографії слугувала загальна концепція розвитку науки Т. Куна [172], а також схема розвитку науки С. Р. Мікулінського [191]. Крім цього, дослідження місця трофогеографії у системі географічних наук спиралися на чисельні праці вітчизняних і закордонних вчених, присвячених розгляду традиційних та інноваційних проблем розвитку наук про Землю. Це роботи М. В. Багрова [13], Д. Л. Арманда [11], М. Д. Гродзинського [84], М. А. Солнцева [322], В. Б. Ільїна [138, 139], В. В. Добровольського [105, 106], В. М. Пащенко [271], В. Я. Шевчука [119], П. Г. Шищенка [80], Г. І. Денисика [100], В. М. Гуцуляка [87, 88], К. А. Позаченюк [277], А. П. Голікова [300], та ін.

Виходячи з вище сказаного, виникає потреба звернутися до диференціації та інтеграції географії. Географічне наукове знання протягом історії свого формування постійно розширювалось, а отже – розвивалось та ускладнювалось, утворюючи при цьому складну систему взаємопроникаючих та взаємодіючих географічних наук. Процес вдосконалення географії зароджується ще з часів Б. Варена (XVII ст.) та В. М. Татищева (XVIII ст.) і триває до нині. При чому, як зазначає Ю. Г. Саушкін, родина географічних наук завжди розглядається як «система», тобто як цілісність, як складна діалектична єдність, але в жодному разі не як конгломерат [310].

Як і раніше, так і зараз у XXI ст., географічна наука як цілісна система постійно ускладнюється, збільшуючи глибину та детальність вивчення певних аспектів функціонування географічного середовища.

Розширення предметної області вивчення геопростору потребує залучення наукових і методологічних доробок інших суміжних наук. Це дає початок процесу міждисциплінарної інтеграції – так званих досліджень на межі наук. Зауважимо, що при цьому не обов'язково повинна виникати нова наука, але, безумовно, цей аспект досліджень оформиться у новий науковий напрямок, який своєю актуальністю та новизною буде вагомим внеском і в географію, і в інші суміжні науки.

Вивчаючи місце трофогографії в системі географічних наук, потрібно звернутися у стислій формі до питання класифікації наук взагалі і, відповідно, до класифікаційних схем географії. Над необхідністю розділення загального наукового знання на окремі науки замислювались ще античні філософи. Звичайно, існує досить велика різноманітність класифікаційних схем систем наук, в основу яких покладені різні принципи та об'єкти дослідження. Наприклад, деякі дослідники поділяють науки за їх роллю у розвитку різних галузей народного господарства. Зокрема, виокремлюється ціла група наук, що виділяються за допомогою поняття «інженерний», адже вони мають інший підхід до вивчення об'єктів, ніж класичні науки.

Б. М. Кедрову належить одна із найбільш сучасних класифікацій наук, в якій академік виділяє філософські, математичні, соціальні, природничі та технічні науки [159]. Однак, як зазначає В. С. Жекулін, згідно з даною класифікацією географія належить до двох груп наук: природничих (фізична географія) і соціальних (економічна географія) [128]. Проте, вчений також аргументує існування групи природничо-соціальних наук – так званої комплексної географії, яка орієнтована на дослідження особливостей функціонування географічної оболонки під впливом соціуму, чим, по-суті, займається конструктивна географія. Враховуючи наукові погляди І. П. Герасимова, В. С. Жекуліна, А. О. Григор'єва, В. С. Ляміна та ін., пропонується розуміти під групою природничо-соціальних наук не що інше, як конструктивну географію, в межах якої на основі ідеї міждисциплінарної інтеграції та постійної дивергенції наукового знання виділяється новий науковий напрямок – трофогографія (рис. 1.2).

В якості обґрунтування вище запропонованої ідеї зауважимо, що класифікація – це категорія переважно філософська, що дозволяє згрупувати науки відповідно до певної форми руху матерії, що ними вивчається. Свого часу ідея А. О. Григор'єва про особливу форму руху матерії, що досліджується географічною наукою, не була підтримана географами. Виділивши у своїх працях географічну (фізико-географічну) оболонку як самостійну, А. О. Григор'єв ще у 1932 р.

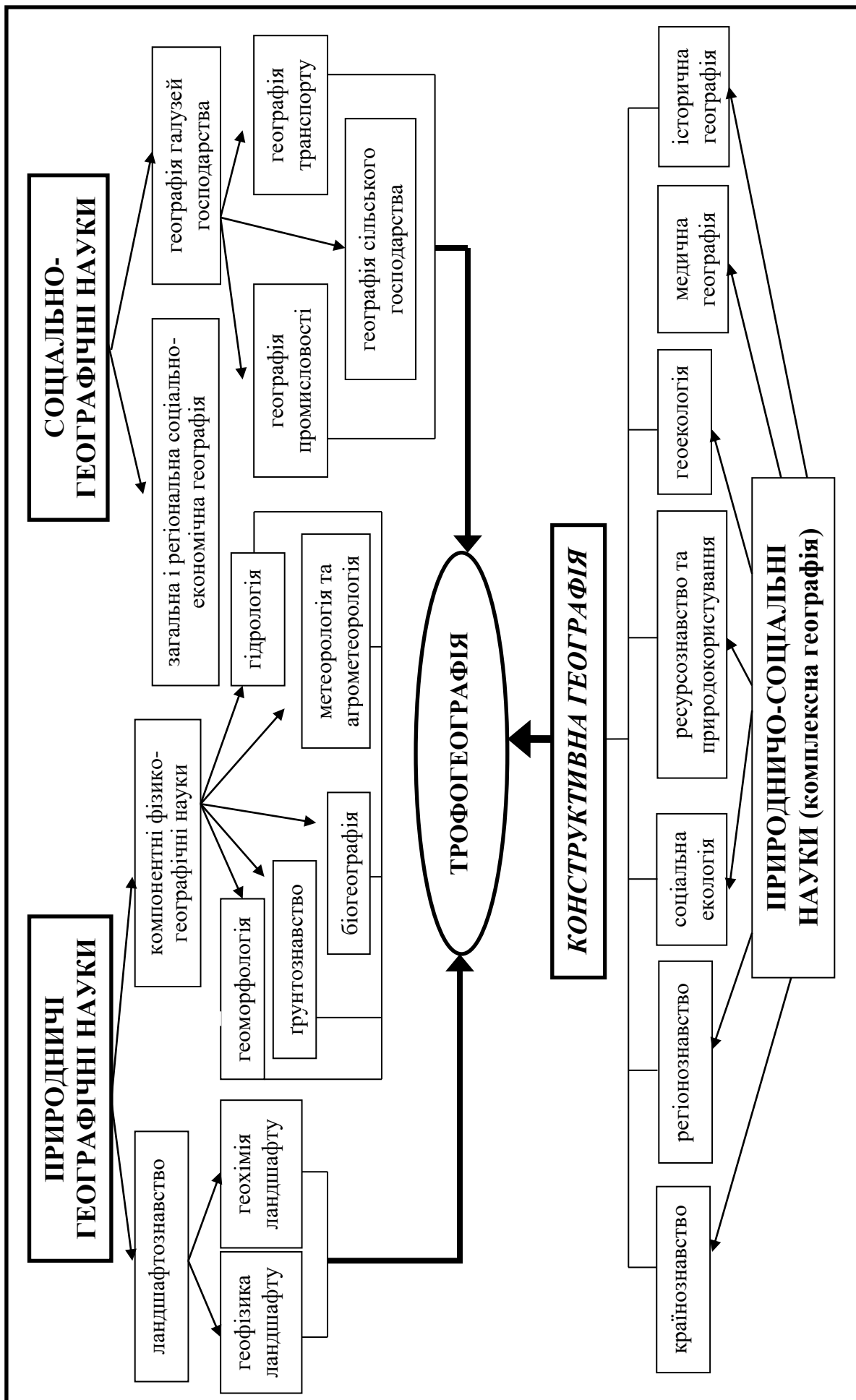


Рис. 1.2. Місце трофогеографії в системі географічних наук

констатував, що «...у вказаній зоні (оболонці) ми маємо *інший вид руху матерії високо в атмосфері чи глибоко всередині Землі* (виділено нами. – Авт.)» [79, с. 30]. Через два роки в 1934 р. у працях I Всесоюзного географічного з'їзду А. О. Григор'єв підкреслює, що фізико-географічний процес, який складається із окремих процесів, що мають закономірний характер взаємозалежностей, слід вважати багаторазово доведеним, а тому «... ми маємо повне право говорити про необхідність вивчення єдиного фізико-географічного процесу як особливої форми руху матерії» [79, с. 42].

Таким чином, А. О. Григор'єв наголошує на існуванні фізико-географічної форми руху матерії. Також слід констатувати, що у вищезгаданих працях [42] вчений побіжно дотикається до проблем географічних аспектів формування хімічного складу рослинної продукції, дослідженням яких на сучасному етапі займається трофогеографія. Розглядаючи особливості фітоекологогеографічного процесу, А. О. Григор'єв наголошував на необхідності здійснення диференційованого порівняльно-географічного аналізу хімічного складу рослин (маси рослинної речовини).

На основі вище згаданого можна впевнено говорити про географічність проблематики досліджень трофогеографії, а саме особливостей формування рівня забруднення рослинної продукції під комплексним впливом факторів довкілля. Слід наголосити, що А. О. Григор'єв вів мову про належність проблеми формування хімічного складу рослин до сфери вивчення фізичної географії. У цьому випадку автор має дещо відмінні погляди, відносячи дану проблему саме до конструктивної географії, що обумовлено, перш за все, складним переплетінням природних і соціально-економічних складових навколишнього середовища, які безпосередньо впливають на процес формування хімічного складу рослинної продукції. Тому доцільно повернутися до концепції географічного руху матерії, бо лише географічним процесом можна пояснити всю складність і особливості накопичення хімічних елементів у рослинній продукції.

Розвиваючи наукові ідеї А. О. Григор'єва, В. С. Лямін у своїй монографії у розділі «Принципи внутрішнього поділу географії» [177] пропонує принцип внутрішньої класифікації наукового знання на науки, що вивчають географічну форму руху, та географічні науки, що досліджують взаємодію географічної форми руху з іншими формами руху – біологічною, соціальною та ін. Аксіомою є те, що рослинна продукція щоденного вжитку продукується на територіях, які є яскравою ареною взаємодії географічної форми руху, перш за все, з

біологічною та певним чином із геологічною та соціальною. Тому, базуючись на поглядах В. С. Ляміна [177], трофогеографію слід відносити саме до другої групи наук, в якій вчений об'єднує науки, що вивчають взаємодію географічної форми руху з іншими формами. Дуже важливим є те, що науки, віднесені до цієї групи, є суміжними (пограничними) географічними науками, що мають зв'язок з іншими природничими та суспільними науками. В. С. Лямін відзначає, що їх географічний характер полягає в тому, що вони, по-перше, досліджують специфіку дії географічних законів на географічні об'єкти, а по-друге, вивчають явища, основною причиною виникнення та умовою існування яких є тільки географічна форма руху матерії [177].

Таким чином, можна впевнено стверджувати, що роботи А. О. Григор'єва [79], В. С. Ляміна [177], Л. С. Сичової [318] роблять вагомий внесок в обґрунтування належності трофогеографії до географії та визначають її місце у системі географічних наук.

Однак, необхідно зазначити, що існують прибічники точки зору, що на даному етапі географія уже виконала свою місію і розчинилась в інших науках. Проте, на нашу думку, сьогодні в географії з'являються все нові й нові наукові напрямки, виникнення яких продиктоване сучасними потребами суспільства. У такому аспекті, знову ж таки, слід привести приклад трофогеографії. Даний науковий напрямок, з одного боку, адаптує традиції інших суміжних наук на новий об'єкт та предмет дослідження керуючись соціальним запитом, а з іншого боку – його методологічна основа базується на сучасних методах дослідження (математична статистика, геоінформаційні технології та ін.).

Одним із найбільш простих механізмів виникнення наук, як вважає Л. С. Сичова, є саме переніс програм опису, що виникли в рамках однієї науки, на нові об'єкти. Л. С. Сичова підкреслює соціальну та практичну спрямованість дисциплін, що виникають таким шляхом [318]. Це, без жодного сумніву, повністю відповідає процесам розвитку та формування трофогеографії, яка є результатом міждисциплінарної інтеграції, бо формується і функціонує на межі контакту різних наук. Тут буде доречно згадати Д. Харвея, який виступав проти «ізоляціонізму» в географії [339]. Дійсно, не треба боятися виходити за межі академічно окреслених дисциплін, необхідно залучати матеріали, методи, висновки інших наук (дисциплін). У даному конкретному випадку немає потреби ні в географічному детермінізмі, ні в біхевіоризмі, бо природне та суспільне тут дуже складно переплітаються і формують сумарний ефект.

Якість рослинної продукції є прямим наслідком впливу природних і соціально-економічних умов (факторів). Тому вирішення трофогеографічних проблем потребує глибокої взаємодії географії з багатьма іншими науками, зокрема, з біологічними науками – у виявленні певних бар'єрів захисних механізмів рослин; технічними науками – у розробці заходів щодо зменшення надходження забруднюючих речовин у навколишнє середовище; медичними науками – у вивченні механізму впливу екологічно небезпечної продукції харчування рослинного походження на здоров'я людини та виявленню географічних аспектів поширення захворювань населення, пов'язаних із вживанням забрудненої харчової продукції.

В той же час, неспроможність інших наук пояснити надзвичайно складні процеси біогеохімічної міграції у компонентах живої та неживої природи диктує потребу залучення географії. У географічних діалектично саморозвиваючих системах відбувається перерозподіл внутрішніх параметрів, змінюються пріоритети і, як наслідок, змінюється характер протікання процесів переносу матерії, а отже, і шляхи надходження хімічних елементів до рослинної продукції. Дійсно, пояснити особливості накопичення хімічних елементів у рослинній продукції функціонуванням лише біологічної форми руху матерії неможливо. Але саме географічна форма руху матерії і тісно пов'язаний з нею географічний процес дозволяють зрозуміти та пояснити особливості накопичення хімічних елементів у рослинній продукції, що вирощується на різних формах рельєфу, у різних ландшафтних умовах, у різних природних зонах і т. ін.

Як бачимо, для трофогеографії дійсно є характерним шлях формування наукового напрямку на базі механізму переносу програм. Отже, екологічна безпека рослинної продукції є міждисциплінарною проблемою, інтегральним інструментом вирішення якої мають слугувати наукові здобутки конструктивної географії. У свою чергу, сучасна конструктивна географія здатна виконати це завдання лише за умови подальшого свого розвитку, а саме формування нового напрямку – трофогеографії.

Розробка трофогеографії як наукового напрямку в географії спочатку знаходилась емпіричному етапі розвитку – накопичувались все нові та нові дані щодо локальних, регіональних і зональних закономірностей і особливостей формування якості рослинної продукції, здійснювалась систематизація тисяч аналізів зразків на основі ознак їх єдності та ін., тобто дійсно на початковому етапі мав місце екстенсивний шлях розвитку напрямку. Разом з тим, слід

зауважити, що сьогодні активно розробляються науково-теоретична база даного наукового напрямку з метою занурення в причинну сутність процесів, що досліджуються, тобто відбувається теоретичний розвиток трофогеографії.

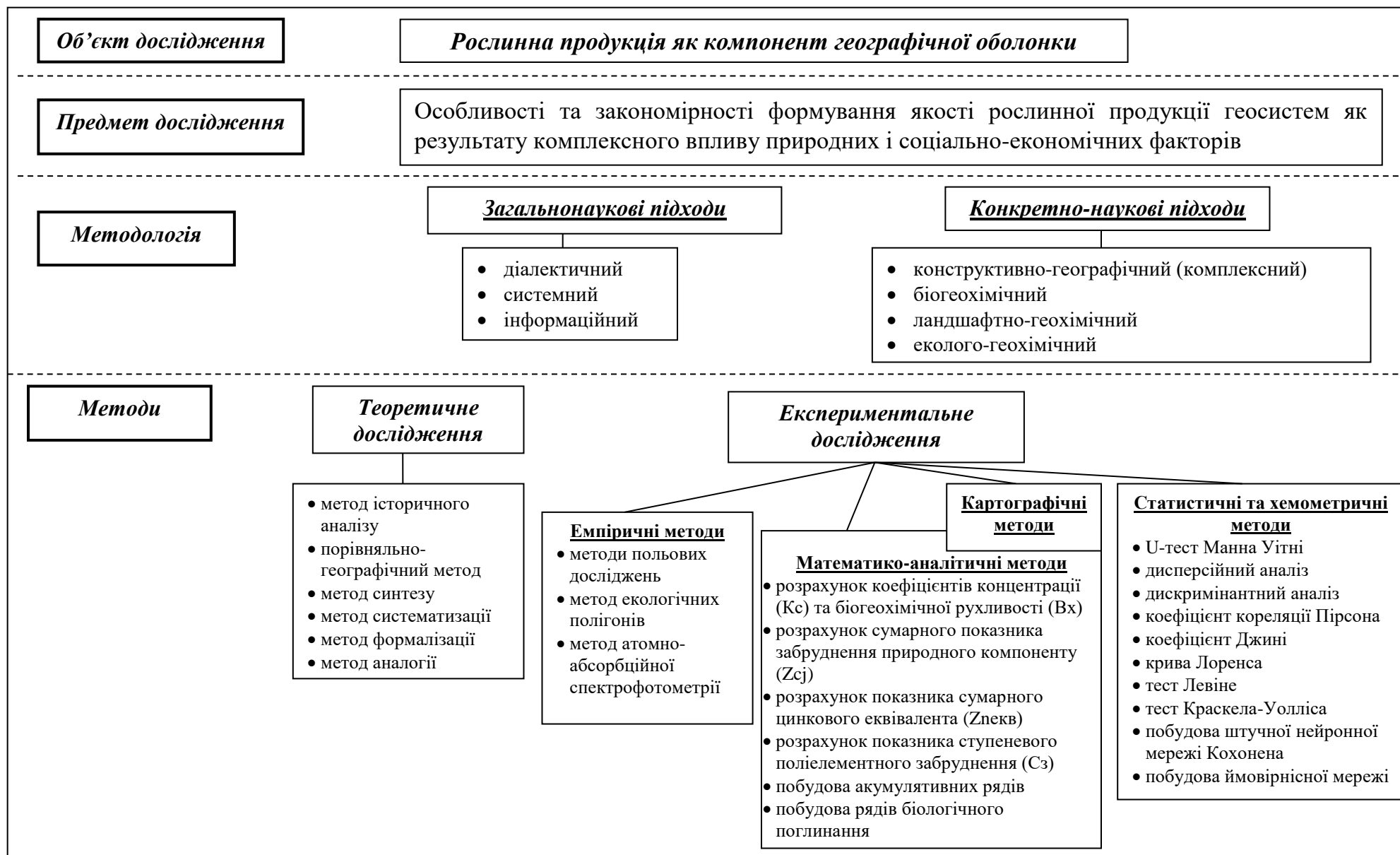
Звертаючись до проблем теоретизації трофогеографії, доцільно підкреслити, що М. К. Мукітанов зазначав, що теоретизація будь-якої науки як суперечливий процес руху науки від емпіричної до теоретичної стадії розвитку є лише відповідним рівнем формування знань в єдину систему відповідно до теоретичних принципів [197]. Сьогодні трофогеографія перебуває на стадії становлення, тому емпірична база даного нового наукового напрямку, безумовно, є більш потужною. Однак, уже на даному етапі було зроблено перші кроки у створенні науково-теоретичної бази та понятійно-термінологічного апарату трофогеографії. Зокрема, у даній праці запропонована структурно-логічна модель трофогеографії як нового наукового напрямку конструктивної географії (рис. 1.3).

Підкреслимо, що, як пише В. С. Швирьов, перехід до теоретичної стадії є досить довгим процесом. Однак, не дивлячись на різноманітність конкретних форм цього процесу, його сутність, основна тенденція простежується досить однозначно – удосконалення, конкретизація, розвиток понятійного апарату, побудова все більш складних і диференційованих концептуальних структур, характерних саме для наукового мислення [348]. Тому пріоритетним напрямком розвитку трофогеографії на даному етапі є створення на основі міждисциплінарної інтеграції наукового знання наукоємної теоретичної основи та методології реалізації емпіричного експерименту.

Однак, зауважимо, що визначаючи змістовність предмету трофогеографії, необхідно забезпечити повне охоплення географічних явищ, що впливають на формування якості рослинної продукції. Це можливо досягти лише за допомогою використання діалектики в якості методологічної основи. Саме вона є тим методом пояснення розвитку природних процесів, який дозволяє визначити їх загальні зв'язки, необхідні для переходу від однієї області досліджень до іншої. Діалектика дозволяє використати не тільки географічні знання, але й пізнання логіко-методичних проблем інших наук.

Тож, визначаючи місце трофогеографії у системі географічних наук, її слід віднести до конструктивної географії, адже в центрі уваги географічних досліджень знаходиться система «природа – населення – виробництво». До вирішення проблем невиробничої сфери, яка робить досить значний внесок у формування якості рослинної продукції,





**Рис. 1.3. Структурно-логічна модель трофогеографії як нового наукового напрямку конструктивної географії**

географія також має безпосереднє відношення. Більше того, постає необхідність не лише виявлення механізмів надходження забруднюючих речовин до рослинної продукції, де свою інтегруючу роль повинна відігравати географія, але й шляхів управління цим процесом, що дасть змогу досягти суттєвої мінімізації негативного впливу процесу накопичення забруднюючих речовин у харчовій продукції рослинного походження. Як відомо, вирішенням питань управління географічним процесом досить активно займається конструктивна географія.

Завершуючи цей підрозділ, підкреслюємо, що серед значної кількості існуючих класифікацій, у тому числі географічних наук і наукових напрямів, ми відносимо трофогеографію до суміжних напрямів, що здатний збагатити географічну науку не тільки новими матеріалами щодо покращення життєдіяльності населення України, але і підвищити пріоритет географії, розширити наукову географічну базу та ін. Слід зазначити, що в якості предмета дослідження трофогеографії зараз розглядається лише якість продуктів харчування рослинного походження, насправді ж в перспективі предметна область досліджень трофогеографії має значний потенціал для розширення.

### **1.3 Історія становлення трофогеографічних знань**

Історію накопичення знань щодо впливу факторів довкілля на формування якості рослинної продукції умовно можна розділити на 2 етапи, основою для виділення яких є професійна приналежність науковців і дослідників, які займались напрацюванням певних наукових результатів стосовно даної тематики [236, 239]. Отже, дані етапи можна виділити наступним чином:

- догеографічний етап (до 70-х рр. XX ст.) (у даному випадку професійна спрямованість науковця не має суттєвого значення, адже інформація щодо факторів і закономірностей формування якості рослинної продукції цікавить нас як цілісна сукупність знань незалежно від аспекту її прикладного спрямування);
- географічний етап (із 70-х рр. XX ст.) (бере початок із часу безпосереднього залучення фахівців-географів до виявлення закономірностей формування якості рослинної продукції).

Географічний етап накопичення трофогеографічних знань пов'язаний із широким розгортанням географічних досліджень на локальному, регіональному та субглобальному рівнях. Його виникнення

обумовлено об'єктивною потребою з'ясувати механізми формування якості рослинної продукції, оскільки існуючі до цього часу концепції виявилися нездатними пояснити певні закономірності, що виникли внаслідок появи все нових і нових наукових здобутків і матеріалів.

**1.3.1 Догеографічний етап формування трофогеографічних знань.** Догеографічний етап накопичення знань сягає глибокої давнини, оскільки бере свій початок із часу виникнення землеробства. Саме в цей період розвитку суспільства розпочинається природотрансформуюча діяльність людини, яка поступово набуває все більших і більших масштабів. Як підтвердження можна навести вислів А. Янга: «Суспільство землеробів складається зараз із представників всіх рангів – від князя до батрака» [за 299, с. 20].

З еволюцією землеробства відбувався розвиток агрономічних наук. Узагальнення результатів досліджень догеографічного етапу здійснено багатьма науковцями, переважно представниками сільськогосподарських наук, тому відсутня потреба повторно детально аналізувати ці досягнення. Підкреслимо лише головне: була проведена систематизація культурних рослин, описана їх географія, цитогенетика, походження та ін. Було проведено цілу низку емпіричних досліджень, накопичено велику кількість наукових фактів, написано багато книг, створено спілки для заохочення землеробів і т. ін. [130]. Слід акцентувати на тому, що протягом цього етапу увага фахівців сільськогосподарських наук була зосереджена на підвищенні врожайності сільськогосподарських культур, забезпеченні відтворення родючості ґрунтів, збільшенні стійкості агроландшафтів і на інших проблемах і задачах землекористування.

Між тим, напевно, доцільно коротко зупинитися на деяких наукових доробках, які так чи інакше торкаються аспекту формування хімічного складу рослинної продукції та безпеки продуктів харчування. Ці роботи поклали основу сучасного рівня сформованості трофогеографічних знань. Побіжно до проблеми якості харчової продукції дотикались у своїх працях ще такі давні вчені, як Гіппократ (460 – 377 рр. до н. е.), Гален (130 – 200 рр. н. е.), Ібн Сіна (980 – 1033 рр. н. е.) та ін., але їх дослідження стосувались аспекту погіршення здоров'я людини внаслідок споживання неякісної їжі. Наукові доробки В. В. Докучаєва [110], а також його послідовників – В. І. Вернадського [44] та О. Є. Ферсмана [334] заклали основу вчення про ландшафти, геохімічну зональність і визначили базові принципи міграції хімічних

елементів і закономірності формування хімічного складу різних компонентів географічного середовища.

Поряд з цим слід відзначити праці В. Р. Вільямса [48], М. О. Дімо [104], Б. Б. Полинова [280], Л. С. Берга [22, 23], Г. Ф. Морозова [195, 196], Р. І. Аболіна [1], І. М. Крашеніннікова [170], Г. М. Висоцького [47], І. П. Герасимова [67, 68], Л. Г. Раменського [117], В. М. Сукачова [323, 324], П. М. Жуковського [130, 131], А. Г. Ісаченка [140–142], О. П. Виноградова [49–51], Е. Рассела [299], Ф. Р. Зайдельмана [135] та ін. Хоча більшість із цих наукових доробків не мала безпосереднього відношення до виявлення географічних особливостей формування рівня забруднення рослинної продукції, але вони заклали основу знань щодо процесів міграції хімічних елементів у природних компонентах. Крім того, варто згадати таких закордонних вчених, як J. V. Lagerwerff [410], J. Bajescu та A. Chiriac [372], S. Benes [374], I. Donchev та S. Mirchev [383], L. Stanchev [434] та ін., які вивчали особливості міграції мікроелементів у ґрунтах, а також праці R. L. Mitchell [420], R. P. G. Gregory та A. D. Bradshaw [394], R. M. McKenzie [417] та H. Nommik [425], присвячені виявленню особливостей транслокації мікроелементів у рослинних організмах.

Серед наукових доробків початого етапу не можна не згадати праці Е. Андервуда [8], О. І. Войнара [55, 56], М. Г. Коломійцевої [165], Г. О. Бабенка [12], присвячені з'ясуванню ролі мікроелементів у життєдіяльності живих організмів – рослин, тварин та людини. Крім того, пізніше, вже у період географічного етапу, на проблему вмісту токсичних концентрацій хімічних елементів у рослинній продукції звертав увагу у своїх працях В. А. Ковда [160, 161]. Звичайно, це далеко не повний перелік робіт початкового етапу, які хоча й не мали прямого відношення до визначення ролі географічних факторів у формуванні якості рослинної продукції, але, у будь-якому випадку, стимулювали не тільки накопичення фактичного матеріалу, але й розвиток необхідних теоретико-методологічних розробок.

Важливим моментом початкового етапу було виникнення у 30-х рр. ХХ ст. науки про харчування – гігієни харчування (або нутриціології), що спонукало до створення у колишньому Радянському Союзі інститутів харчування у Москві, Харкові, Києві, Дніпропетровську.

Необхідно підкреслити, що протягом початкового етапу з'являються роботи, які хоча й не можна віднести до наукових праць у сфері географічних наук, проте вони все частіше починають торкатись географічних факторів формування хімічного складу рослинної продукції [37–39, 130, 131]. Це свідчить про виникнення потреби в

аналізі не лише ґрунту як компоненту географічного середовища, що має визначальний вплив на механізм формування хімічного складу рослинної продукції, але й у більш детальному вивченні інших географічних факторів. Ці праці можна назвати своєрідними паростками нового погляду на механізм накопичення хімічних елементів у рослинній продукції. Але жодної згадки щодо впливу на даний процес соціально-економічних факторів як складових антропогенного навантаження на природне середовище в цих роботах ще не зустрічається.

Звернемося до деяких публікацій, які заслуговують на увагу в аналітичному огляді стану вивчення проблеми. Серед першочергових праць слід згадати монографічні праці акад. П. М. Жуковського [130, 131]. У цих роботах автор прийшов до висновку, що домінуючими рослинними культурами, які складають харчовий раціон типової людини, є два злаки – пшениця та рис. Крім того, у монографіях описана детальна характеристика найбільш поширеної рослинної харчової продукції (картопля, капуста та ін.). Ці фундаментальні праці є піонерними роботами у сфері дослідження різноманіття сільськогосподарських культур. Вони донесли до широкого кола читачів інформацію не тільки про виникнення культурних рослин та варіативність їх рослинних форм, але і щодо їх поживності, вмісту вітамінів, засвоєння організмом і дієтичного значення. Крім того, у праці був наведений хімічний склад для деяких культурних рослин.

У монографічних роботах П. М. Жуковського викладено великий об'єм матеріалу з ботаніко–географічних, цитогенетичних, загальнобіологічних та еволюційних основ селекції рослин. Питання селекції та вивчення ботанічних і генетичних аспектів культурних рослин розглядались у працях М. І. Вавилова [37–39], при цьому особливої уваги заслуговує його ідея про центри походження культурних рослин та обґрунтування їх еколого–географічних принципів селекції. Дослідження ботанічних і генетичних аспектів сільськогосподарських культур із метою встановлення їх походження, селекції нових високоврожайних і стійких до шкідників видів знайшли широке відображення у роботах багатьох відомих учених-біологів, ботаніків, селекціонерів, генетиків та ін.

Крім того, протягом початкового етапу було виявлено фактори природного середовища, які зумовлюють міграцію мікроелементів у геосистемах різних рівнів, виявлено різницю у вмісті розсіяних елементів у земній корі та живій речовині. Узагальнено дані щодо участі мікроелементів у процесах фотосинтезу, встановлено

закономірності засвоєння мікроелементів рослинами та їх транслокації в різних органах, описано вплив застосування добрив на хімічний склад ґрунтів і рослин, а також проведено багато інших досліджень, до яких поступово долучаються географи.

Проте, слід зауважити, що у процесі накопичення трофогеографічних знань у висновках різних дослідників почали з'являтися істотні протиріччя. Особливо гострі дискусії розгорталися із приводу пріоритетного шляху надходження хімічних елементів до рослин. Так, виявилось, що коренева міграція забруднюючих речовин до рослини не є домінуючим фактором формування їх хімічного складу. В якості підтвердження цього з'являються нові напрями досліджень, які акцентують увагу на аеральному надходженню забруднюючих речовин через продихи рослин, аргументуючи це тим, що листя здатне транспортувати розчинені у воді солі хімічних елементів по вегетативному тілу рослини та її органах асиміляції.

### ***1.3.2 Географічний етап формування трофогеографічних знань.***

Виділення географічного етапу в історії становлення трофогеографічних знань є логічно обумовленим. Початок даного етапу збігається з періодом виникнення принципових змін у механізмі надходження хімічних елементів до рослин. Забруднення довкілля досягло того критичного рівня, коли захисні механізми рослин не могли вже перешкоджати надмірному надходженню полютантів до рослинного організму. Крім того, з інтенсифікацією антропогенного навантаження зростає внесок позакореневого (аерального) надходження хімічних елементів до рослин.

Результати, одержані на початковому етапі становлення трофогеографічних знань, засвідчили, що пояснити шляхи надходження хімічних елементів до рослинних харчових продуктів лише через механізм їх транспортування з ґрунту (назвемо умовно цю теорію «однокомпонентною») неможливо. Тому була усвідомлена потреба у створенні багатокомпонентної теорії, яка б залучала до аналізу не тільки природні компоненти, але й соціальні, економічні та інші фактори. Ось тут і виникла потреба у науково-теоретичних і практичних здобутках географічних наук (фізичної географії, геоморфології, соціально-економічної та конструктивної географії, ландшафтознавства, геохімії ландшафтів та ін.).

У часових рамках зародження географічного етапу припадає на 60-80 рр. XX ст. Саме в цей період спостерігається досить інтенсивна активізація досліджень щодо даної проблематики. У 1961 р. з'являється

робота О. І. Перельмана «Геохимия ландшафта», яка пізніше мала ще декілька перевидань (1966, 1975, 1999). Вихід у світ цієї наукової праці, з нашої точки зору, доцільно вважати базовою подією у становленні географічного етапу. Незважаючи на те, що протягом наступних 20 років після публікації цієї праці значно активізувались наукові дослідження щодо проблематики формування хімічного складу рослинної продукції, вони все ще носили епізодичний характер. Тому, узагальнюючи наукові доробки цього періоду, початком географічного етапу становлення трофогеографії будемо вважати 70-ті рр. ХХ ст.

Досліджуючи вміст хімічних елементів у попелі рослин, О. І. Перельман підкреслив, що співвідношення концентрацій більшості хімічних елементів у попелі значно відрізняється від їх концентрацій у земній корі. Тобто має місце вибіркове поглинання хімічних елементів рослинами та їх біоаккумуляція. Наприклад, дослідження хімічного складу лишайників, що ростуть на гранітах, показали, що лишайники поглинають хімічні елементи в інших співвідношеннях, ніж вони знаходяться у граніті [274]. Даний приклад свідчить про наявність певних особливостей поглинання та акумуляції хімічних елементів рослинами, які пізніше в 70-ті роки ХХ ст. Г. Я. Ринькіс у своїй праці «Оптимизация минерального питания растений» (1972) визначив як відсутність «хімічної гармонії» у накопиченні хімічних елементів, зокрема важких металів, у ґрунтах і рослинній продукції [303].

Інша праця, яку слід відзначити, це «Агрохімія» під редакцією П. М. Смірнова та О. В. Петербурзького [4]. У цій роботі наголошується, що на процес поглинання хімічних елементів коренями впливає температура приземного шару атмосфери і ґрунту, рівень освітленості надземних органів рослин, рН ґрунту, склад і концентрація розчину та інші властивості зовнішнього середовища [4]. Поява цих праць, з нашої точки зору, стала предтечею проведення більш глибокого аналізу вже відомих факторів формування хімічного складу рослин і виявлення нових чинників надходження хімічних елементів до рослинного організму, що виникли внаслідок інтенсивних змін у культурі землекористування.

Надзвичайно важливим з трофогеографічної точки зору є висновок О. І. Перельмана, що хімічний склад приземного шару повітря має свої особливості, які не з меншою виразністю віддзеркалюють сутність процесів, що протікають у ландшафті, ніж склад ґрунтів або рослинності [274]. Твердження О. І. Перельмана є базовим підґрунтям для розробки багатокомпонентної теорії механізму формування

хімічного складу рослинної продукції, в якій важливу роль відіграє аеральне надходження хімічних елементів до рослин.

Переломним моментом у розвитку багатокomпонентної теорії формування хімічного складу рослинної продукції стала публікація у 1984 р. у Нью-Йорку збірки праць «Забруднення повітря і життя рослин» за редакцією Майкла Трешоу [134], в якій дослідники з різних галузей знань і з різних країн обґрунтували основні аспекти впливу забруднення атмосферного повітря на сільськогосподарські культури, ліси та інші компоненти природи. Подальшого підтвердження теорія аерального надходження забруднюючих речовин до рослин набула із появою доказів, що листя здатне транспортувати в суміжні органи рослини солі, які проникають через кутикулу та продихи.

Пізніше з'являються нові напрями досліджень культурних рослин. Вивчаються проблеми поліелементного забруднення рослин, досліджується зв'язок екологічного стану навколишнього середовища та хімічного складу рослинного організму, аналізуються проблеми клонування та генетичної модифікації з метою збільшення продуктивності рослин і забезпечення продуктами харчування постійно зростаюче населення Землі. У цей же період до досліджень залучаються екологи. З'являються нові наукові напрями – трофоекологія [94], екологія харчування (екотрофологія) [122], предметна сфера вивчення яких включає сукупність харчових зв'язків, трофічну структуру живих організмів, екологічні та санітарно-гігієнічні проблеми харчування людини тощо.

Серед дослідників, наукові праці яких можна віднести до географічного етапу становлення трофогеографічних знань, слід виділити таких науковців, як В. Фетт [335], А. О. Колодяжна [164], Г. Я. Ринькіс [303], Г. Я. Жизневська [129], П. А. Власюк [53], С. В. Зонн [137], О. Ю. Барабаш [19], С. С. Неструєв [250], К. К. Марков [41], Г. В. Добровольський [108, 109], Ю. В. Алексєєв [5], А. Кабата-Пендіас [146, 147, 404, 405], М. Трешоу [134], О. О. Беус [24, 25], В. Б. Ільїн [138, 139], В. І. Смоляр [321], І. М. Волошин [58–60], Л. Л. Малишева [179], В. В. Медведєв [181], Г. І. Денисик [97–101], М. Д. Гродзинський [80–84], В. М. Гуцуляк [87–89], К. А. Позаченюк [278], Г. І. Рудько [306], І. Д. Примаєв [121], В. М. Дудурич [113], П. Г. Шищенко [80, 350], С. А. Балюк [14–18], А. І. Фатєєв [85, 333, 337] та ін. Це лише невелика частка авторів, які тим чи іншим чином займалися дослідженням факторів, що впливають на процес формування якості рослинної продукції. Такий великий перелік прізвищ пояснюється багатоаспектністю даної проблеми та долученням до її



вирішення науковців з різних галузей та сфер наукового пізнання – біологів, фахівців у галузі сільськогосподарських наук, геологів, геохіміків, географів та ін.

Проте, слід відзначити, що лише географи проводять наукові пошуки, враховуючи можливі соціально-економічні фактори впливу. Більш того, географічні дослідження, що у нашому конкретному випадку втілюються у новому науковому напрямку – трофогеографії, на відміну від сільськогосподарських наук, націлені на пошук і наукове обґрунтування шляхів максимально можливого зниження негативного впливу антропогенного фактора на формування хімічного складу рослинної продукції. Географічні дослідження підтверджують, що в умовах інтенсифікації техногенезу вплив природних факторів на процеси біогеохімічної міграції хімічних елементів і, зокрема, їх акумуляції у рослинній харчовій продукції, може як нівелюватись, так і підсилюватись дією соціально-економічних (антропогенних) чинників. Це можна вважати одним з найбільш важливих наукових здобутків географічного етапу. Тому лише на основі розумної сільськогосподарської діяльності необхідно вести науково обґрунтовану боротьбу за екологічну безпеку рослинної продукції.

#### **1.4 Світовий досвід дослідження якості рослинної харчової продукції**

Сучасна екологічна ситуація у різних країнах і регіонах світу стимулювала активізацію досліджень у сфері безпеки та якості рослинної продукції, яку населення споживає щоденно. Вивченням особливостей накопичення хімічних елементів, перш за все, важких металів у рослинній продукції займалося багато вчених – представників різних галузей знань у різних країнах. Це пов'язано з тим, що процес формування хімічного складу рослинної продукції надзвичайно складний, тому ця проблематика цікавить не лише представників сільськогосподарських та біологічних наук, але й усіх природничих наук, у тому числі географії та екології. Найбільш тісно дослідження у цій сфері переплітаються з геохімією ландшафту, біогеохімією, біоекологією, а також із науками та дисциплінами, що займаються дослідженням якості продуктів харчування.

Серед численних робіт закордонних вчених, перш за все, необхідно відзначити роботи А. Кабати-Пендіас – польської професорки,

завідуючої лабораторією Інституту ґрунтознавства та рослинництва, фахівця у галузі біогеохімічних досліджень [146, 147]. В одній зі своїх праць А. Кабата-Пендіас пише, що «...у теперішній час біогеохімія тісно пов'язана з екологією, тому що хімічні процеси у навколишньому середовищі визначають хімічне забруднення Землі» [147, с. 15]. Автор зробила значний внесок у дослідження процесів транслокації хімічних елементів із ґрунту до рослини, а також простежила характер їх накопичення у різних органах рослин.

Українські вчені Р. П. Параняк зі співавторами [265] та М. М. Біланич [27] у своїх статтях приводять широкий огляд сучасних наукових праць зарубіжних дослідників, присвячених виявленню шляхів надходження важких металів у навколишнє середовище та їх впливу на природні компоненти, зокрема рослинні організми. Вчені підкреслюють, що сьогодні у світі науковці з різних країн продовжують активно вивчати процеси накопичення та розподілу важких металів у рослинних організмах і фактори, які впливають на дані процеси [367, 380, 399]. Активно досліджуються особливості ґрунтового та фоліарного надходження металів до рослинного організму [375, 385, 415, 439]. Р. П. Параняк акцентує на тому, що у світі проведена значна кількість досліджень із вивчення механізмів переходу Pb і Cd із ґрунту до рослини [265].

Особливу увагу дослідники приділяють особливостям розподілу важких металів у різних частинах та органах рослин на різних стадіях онтогенезу [387, 398, 446, 449], а також виявленню токсичних ефектів внаслідок надходження до організму людини разом із забрудненою харчовою продукцією надлишкових концентрацій важких металів [368, 369, 376, 423,]. Крім того, сьогодні надзвичайно актуальними є дослідження особливостей акумуляції важких металів рослинними організмами в умовах інтенсивного техногенного забруднення компонентів довкілля [379–381, 397, 405, 451].

Польський науковець F. Gambus у своїх працях зробив порівняння інтенсивності накопичення деяких важких металів у різних частинах рослин на прикладі 7 видів овочів. Він виявив, наприклад, що вміст Ni у листі червоного буряка значно вищий порівняно з коренями незалежно від концентрацій металу в ґрунті [389]. Пізніше ці результати підтвердили М. Poniedzialek із співавторами, польські вчені зі Сільськогосподарського Університету імені Хугона Колонтая у м. Кракові, які досліджували 9 сільськогосподарських культур (буряк, гарбуз, цикорій, боби, ячмінь, капуста білокачанна, кукурудза, люцерна,

пастернак) на предмет розподілу Ni та Mn у різних органах рослин [424].

На території Румунії С. Oprea та ін. вивчали вплив різних галузей промислового виробництва на хімічний склад сільськогосподарської продукції (картоплі та моркви), відібраної в околицях міст Турну та Орадя. За результатами досліджень високі концентрації As, Sb та рідкоземельних елементів були виявлені в зразках культур, вирощених у районі м. Турну, що знаходиться під впливом викидів заводу з виробництва фосфатних добрив. У районі м. Орадя відмічалось перевищення ГДК за K, Se та Br в овочах внаслідок викидів підприємств кольорової і хімічної промисловості та теплоелектростанції, розташованих поблизу [419].

Вивченням питань абсорбційної здатності різних частин рослини займались португальські вчені M. N. V. Prasad та H. Freitas, які проводили дослідження на прикладі дуба гостролистого на території ботанічного саду Університету Коїмбра, Португалія. У результаті експериментів було визначено, що різні зразки фітомаси мають різну абсорбційну здатність для металів: корені – Ni>Cd>Pb>Cu>Cr; стовбур – Ni>Pb>Cu>Cd>Cr; листя – Ni>Cd>Cu>Pb>Cr [428].

Дослідники із Нігерії U. A. Awode, A. Uzairu та ін. вивчали коефіцієнти переходу Cd, Zn та Ni із ґрунту у перець. У результаті було встановлено, що Cd поглинається перцем із ґрунту вдвічі більше, ніж Zn. Вчені пояснювали це хімічними властивостями Cd, який характеризується високою рухливістю у ґрунті [370]. O. A. S. Usman та D. Omotayo, вивчаючи властивості лікарської рослини Сени до біоаккумуляції Pb та Mn на території метрополії Баучі (Нігерія), встановили, що вміст металів у органах даної лікарської рослини зменшується у наступному порядку: корінь > листя > стебла [442].

У Китаї піонерні дослідження накопичення хімічних елементів у ґрунтах приміських зон почалися з 80-х рр. XX ст. у НДІ Вивчення ґрунтів для оптимізації сільськогосподарського виробництва (м. Тяньзинь). Протягом останніх років китайські вчені дедалі більше займаються вивченням накопичення політантів у різних органах рослин: листі, стеблах, коренях і плодах [371, 411, 418].

Дослідженням процесів поглинання із ґрунту Cd різними сільськогосподарськими культурами займались P. Van Lune та K. B. Zwart, які встановили підвищену здатність селери до акумуляції Cd [414]. Wang Qingren Y Dong зі співавторами вивчали вміст п'яти металів (Cd, Hg, As, Pb і Cr) у ґрунті та овочевих культурах на територіях теоретично забруднених районів навколо чотирьох великих

міст: Пекін, Шеньян, Нанкін і Сіань. Дослідники відмічали підвищену рухомість у кислих ґрунтах таких металів, як Cd, Hg та Pb, та їх активне поглинання рослинами [445].

У Непалі дослідниками В. Sharma and М. К. Chettri був поставлений експеримент на території долини Катманду з метою виявлення впливу викидів в атмосферне повітря від промислових підприємств та автотранспорту на хімічний склад рослинної продукції, а саме широколистяної гірчиці, крес-салату, шпинату, редиски, ріпи, моркви та картоплі. Вчені встановили, що у листових овочах (шпинат, крес-салат) спостерігається акумуляція підвищених концентрацій Cu, Pb, Cd, Ni, Co та Mn [431]. Науковці з Інституту атомних досліджень і технологій (Бангладеш) А. К. М. R. Rahman з колегами досліджували розподіл важких металів у рисі, вирощеному на ґрунтах, що зрошуються промисловими стічними водами. Вчені встановили, що в умовах зрошення найвищі показники коефіцієнта переходу металів із ґрунту до рослини відмічаються для Fe (0,24), а найменші – для Sc (0,02) [429].

Вплив зрошення сільськогосподарських культур промисловими стічними водами на вміст забруднюючих речовин у рослинній продукції також активно вивчався іранськими дослідниками. Іран, як і багато інших країн аридного регіону, стикається з проблемою нестачі водних ресурсів, через що тут змушені використовувати у сільському господарстві частину міських комунальних і промислових стічних вод, що містять важкі метали. Дослідженням цієї проблематики займалися такі вчені, як М. Shariat та S. Farshi [430], N. Jafarzadeh [401], а також А. Torabian та М. Mahjouri [438], М. Mostashari [422]. Як зазначає В. Yargholi, довготривале використання стічних вод для зрошення листових овочів призвело до накопичення важких металів вище гранично допустимих рівнів у ґрунтах та їх активне поглинання сільськогосподарськими культурами [447].

У Бразилії F. S. Lima з колегами – фахівцями Федерального університету сільського господарства (м. Пернамбуку), поставили експеримент для оцінки вмісту Pb і його розподілу в рослинних культурах, вирощених у тепличних умовах на ґрунтах, забруднених відходами утилізації батарейок. Досліджувалось 8 видів рослин: помідори, солодкий перець, буряк, морква, капуста, зелена капуста, баклажани і бамія. За результатами експерименту найбільшу толерантність до Pb проявили морква, зелена капуста, буряк і бамія. Інтенсивна акумуляція Pb спостерігалась у коренях усіх досліджуваних культур [413].

Японські вчені Т. Kuboi, А. Noguchi та J. Yazaki, досліджуючи процеси акумуляції Cd у рослинах, довели, що рослини сімейства бобових, як правило, характеризується низьким рівнем поглинанням мікроелементів [404]. Дослідники S. Uchida, K. Tagami та I. Hirai займались вивченням факторів, що впливають на процеси переносу хімічних елементів і радіонуклідів із ґрунту до рослини. Зокрема, вчені встановили, що при збільшенні атомної маси металу зростає коефіцієнт його переходу з ґрунту до рослинного організму [440].

Чимало праць присвячено вивченню вмісту важких металів в овочах, що продаються в торгівельних центрах та на ринках. D. Banerjee, P. Kuila та A. Ganguly провели дослідження продуктів харчування із 7 супермаркетів м. Калькутта (Індія) на вміст важких металів (Pb, Cu, Cd та Cr). Результати показали перевищення допустимого вмісту Cd та Pb у всіх немитих зразках. Близько 50 % відібраних немитих зразків показали перевищення ГДК за Cr. Після термічної обробки вміст важких металів у аналізованих зразках значно зменшився, проте лише для 25 % зразків був у межах гранично допустимих значень [416].

М. S. Jassir з колегами повідомили у своїх працях про підвищений вміст важких металів в овочах з ринків міста Ер-Ріяді в Саудівській Аравії, що, згідно з висновками дослідників, пов'язано з забрудненими атмосферними опадами, характерними для даної території [402]. Високий вміст важких металів в овочах, що продавались на ринках м. Варнасі (Індія), виявили R. K. Sharma разом із M. Agarwal та F. M. Marshal [431]. M. Farroq з колегами опублікували результати своїх досліджень, що вказують на перевищення гранично допустимих концентрацій за Pb та Cd у листових овочах, вирощених в районі промислової зони м. Фаїсалабад (Пакистан), тоді як концентрації Zn, Cu та Cr у досліджуваних овочевих культурах були в межах норми [388].

Значний внесок у накопичення матеріалів щодо проблеми екологічної безпеки рослинної продукції зробили наукові доробки російських вчених. Зокрема праці таких дослідників, як Ю. В. Алексєєв [5], Н. Ю. Гармаш [63], Б. В. Ільїн [138, 139], В. М. Майстренко [178], засвідчили залежність якісного та кількісного вмісту важких металів у компонентах навколишнього середовища від екологічної ситуації регіону досліджень. Вивченням закономірностей накопичення та розподілу хімічних елементів, в тому числі важких металів, в об'єктах навколишнього середовища, зокрема в системі «ґрунт – рослина», займались Н. О. Пархоменко [266], А. Б. Дергунова та Х. Х. Рахімова [102], Ю. О. Демич [96], О. Ф. Титов [332] та ін. Вагомий вклад у

дослідження хімічного складу рослин зробили О. О. Беус разом із співавторами Л. І. Грабовською та Н. В. Тихоною. Вони відзначають, що найбільш енергійне накопичення мінеральних речовин і важких металів спостерігається в молодих частинах рослин [24].

В. М. Матвєєв зробив біоекологічну оцінку залучення важких металів в основні трофічні ланцюги агроценозів [180]. В. Л. Убугунов та В. К. Кашин провели геохімічне обстеження садово-городніх ґрунтів і рослин присадибних ділянок м. Улан-Уде та виявили основні особливості розподілу рухомих форм важких металів по ґрунтовому профілю та їх міграції до продовольчих культур рослин [329]. Н. В. Прохорова у своїх дослідженнях провела біогеохімічний аналіз ландшафтів лісостепової та степової частин Поволжя та виявила основні особливості накопичення К, Са, Мп, Fe, Cr, V, Со, Ni, Cu, Pb, Мо, Ве, Br та ін. хімічних елементів у найбільш важливих компонентах зональних та антропогенних ландшафтів [295].

Вагомий крок зробили російські вчені у прогнозуванні накопичення хімічних елементів у рослинній продукції. Зокрема, був розроблений спосіб прогнозування накопичення Pb в озимій пшениці (патент РФ № 2321247 МПК А01G7/00, G01N33/24, опубл. 10.04.2008 [269]) та у бульбах картоплі сорту «Невський» (патент РФ № 2346271, МПК G01N33/02, опубл. 10.02.2009 [270]) на основі встановлення концентрації металу в ґрунті. Однак, слід зазначити, що дані способи мають певні недоліки, оскільки вони не дозволяють врахувати характер антагоністичної чи синергетичної взаємодії Pb з іншими металами, а також комплексний вплив природних і соціально-економічних (антропогенних) факторів на процеси акумуляції Pb. Таким чином, існує нагальна потреба у розробці нових і подальшому вдосконаленні вже існуючих методів прогнозування накопичення важких металів у рослинній продукції з метою забезпечення її екологічної безпеки.

Це далеко не повний огляд наукових доробків вчених із різних регіонів світу стосовно даної проблематики. На основі аналізу світового досвіду вивчення особливостей формування мікроелементного складу рослинної продукції можна стверджувати, що з інтенсифікацією процесів антропогенного навантаження проблема екологічної безпеки рослинної продукції набуває гострої актуальності. Тому, на нашу думку, накопичення великого обсягу знань щодо цієї проблеми є підставою для виділення окремого нового наукового напрямку – трофогеографії, що дасть змогу узагальнити чисельні доробки вчених із різних країн світу та окреслити шляхи оптимізації якості рослинної продукції, що безпосередньо впливає на стан здоров'я населення.

## РОЗДІЛ 2

### ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ МІКРОЕЛЕМЕНТНОГО СКЛАДУ РОСЛИННОЇ ПРОДУКЦІЇ

#### 2.1 Рослинна харчова продукція як об'єкт дослідження трофогеографії

Матеріали ВООЗ засвідчують, що головним чинником формування здоров'я є індивідуальний спосіб життя, а харчування в останньому відіграє головну роль, адже стан здоров'я залежить від екологічної безпеки харчової продукції, яку людина споживає щоденно. Для населення України з його соціально-економічними умовами життя, традиціями, звичаями овочева та фруктова продукція є традиційним, історично обумовленим і відносно дешевим продуктом харчування.

Вивчення особливостей акумуляції забруднюючих речовин у продуктах харчування рослинного походження є надзвичайно важливим, адже за даними Б. В. Ільїна 70–80 % від загальної кількості важких металів, що потрапляють до організму людини, надходять разом із харчовою рослинною продукцією [139]. Небезпека споживання рослинної продукції низької якості підсилюється прихованим характером постійної щоденної дії токсичних концентрацій хімічних елементів, що містяться в їжі. В даному аспекті ключову роль відіграє незнання та нерозуміння того, що рослинна продукція, яка вирощується населенням для особистого споживання, непомітно може чинити шкідливий вплив на стан здоров'я її споживачів [213, 234].

Дослідження дієтологів показали, що у харчовому раціоні середньостатистичного мешканця України серед рослинної продукції пріоритетну роль займають овочі, потім слідує фрукти, ягоди та гриби. Наприклад, середньорічна норма споживання овочів на одну людину становить 161 кг, причому найбільше використовують в їжу помідори (39 кг), капусту білокачанну (30 кг), огірки та моркву (по 15,5 кг) та ін. [19]. Слід наголосити, що овочі є не лише продуктами харчування, але й засобом оздоровлення та лікування, що підкреслює актуальність і важливість даного дисертаційного дослідження.

З трьох напрямків, що виділяють в овочівництві, а саме велике товарне овочівництво відкритого ґрунту, товарне овочівництво закритого ґрунту та присадибне овочівництво, головна увага в трофогеографічних дослідженнях приділяється саме присадибному овочівництву. Нагадаємо, що на території нашої країни овочі вирощували ще понад 1500 років тому до утворення Київської Русі у

долинах між Дніпром і Дністром. Закритий ґрунт почали використовувати із середини XVII ст. [19]. Асортимент овочевої продукції, що вирощуються в Україні, складає близько 70 культур, кожна з яких відрізняється специфічними біологічними особливостями, певними агротехнічними потребами та умовами навколишнього середовища [148], що впливають на якість рослинної продукції. Найбільш поширеними овочевими культурами є картопля, томати, огірки, морква, капуста, буряк, цибуля та ін.

Сьогодні овочі вирощують у всіх країнах світу. Їх асортимент і площа посіву залежить від природно-кліматичних і соціально-економічних умов. У Болгарії, Румунії, Угорщині та Польщі у структурі агрофітоценозів переважають помідори, перець, горох, квасоля, цвітна капуста. У Великобританії та Франції значні площі займають бобові та артишок, у Бельгії популярний салатний цикорій. У Китаї основною культурою є баклажани, в Індії – артишок, спаржа та шпинат, у США – помідори, салат, огірки. За кордоном велику увагу приділяють збільшенню асортименту овочевих культур, що вирощуються в умовах закритого ґрунту [19].

Важливу роль у харчовому раціоні людини відіграє фруктово-ягідна продукція, яка є джерелом різноманітних мінеральних речовин (К, Mn, Ca, Fe) та вітамінів. Проте, фрукти та ягоди, вирощені в умовах інтенсивного антропогенного навантаження, можуть містити важкі метали у концентраціях, що значно перевищують ГДК. Джерелом надходження токсичних концентрацій мікроелементів до фруктів та іншої рослинної продукції можуть бути засоби захисту рослин, мінеральні добрива (особливо фосфатні та калійні). Крім того, досить часто садові та городні ділянки розташовані поблизу швидкісних автошляхів із інтенсивним потоком автотранспорту, разом із викидами якого важкі метали можуть осідати на поверхню плодів і листя фруктових дерев та адсорбуватись через продихи та покривні тканини. Тому екологічна безпека фруктово-ягідної продукції також потребує належної уваги у контексті трофогеографічних досліджень.

Останнім часом значно зріс інтерес населення до поповнення харчового раціону дарами природи, а саме – дикорослими грибами. Незважаючи на те, що цей продукт харчування є традиційним для мешканців лісових регіонів, досить часто гриби збирають неподалік від різноманітних джерел забруднення навколишнього середовища – поблизу автомобільних шляхів, залізничних колій, в лісосмугах поблизу сільськогосподарських угідь, які піддаються інтенсивній обробці пестицидами та іншими агрохімікатами. Відповідно, в умовах



антропогенного тиску така дикоросла грибна продукція може бути забрудненою та небезпечною для здоров'я населення.

У зв'язку з цим перед вченими-мікологами та екологами постають нові проблеми дослідження особливостей накопичення грибами різноманітних хімічних елементів, зокрема важких металів. Належачи до окремого царства, гриби не входять до харчових продуктів рослинного походження. Однак, володіючи високою здатністю до біоаккумуляції полютантів, мікологічна продукція представляє особливий інтерес для трофогеографічних досліджень. Важкі метали, що акумулюються у грибах, утворюють стійкі комплекси з амінокислотами, викликаючи зміни в біохімічному апараті грибів. Сполучаючись з білками гриба, метали утворюють токсини, подібні до токсинів отруйних грибів (фалотоксини, амінотоксини). Потрапляючи у кишково-шлунковий тракт організму людини, ці токсини всмоктуються та депонуються у печінці (до 60 %) та нирках (близько 30 %). Токсини виявляють специфічну гепатотоксичну дію через 6–16 годин і поступово вражають усі головні системи організму [198].

Одним із шляхів надходження важких металів до організму людини є споживання лікарських препаратів, виготовлених на основі рослинної сировини. Тому моніторинг хімічного складу лікарських рослин є важливою пріоритетною задачею для трофогеографічних досліджень. Сьогодні в Україні відсутні санітарно-гігієнічні нормативи та стандарти, які б нормували вміст важких металів у дикорослих лікарських травах. Тому вчені, які працюють у даній предметній області досліджень, змушені проводити гігієнічну оцінку лікарської рослинної сировини на основі показників, розроблених для біологічно активних харчових добавок рослинного походження, що є не зовсім доцільним.

На думку О. П. Виноградова, елементарний хімічний склад рослин є дуже важливою системною ознакою, оскільки рослини відрізняються не лише анатомічною будовою та фізіологічними особливостями, але й хімічним складом, адже в однакових ландшафто-геохімічних умовах для різних видів характерною є різна інтенсивність біологічного поглинання одного й того ж хімічного елементу [49, 50]. Загалом якщо розглядати концентрації елементів у живій речовині відносно літосфери, які характеризуються за допомогою кларків концентрації, то склад біоти краще корелює із складом гідросфери та атмосфери, ніж літосфери. Так, найбільшою біофільністю за О. І. Перельманом володіє С (7800), менш біофільні N (160) та H (70), близька біофільність O (1,5), Cl (1,1), S(1), P (0,75), в той час як Fe (0,002) та Al (0,0006) є найменш біофільними [274]. Однак, у формуванні складу рослинної маси буде

брати участь будь-який елемент, присутній у компонентах довкілля, що так чи інакше включаються в середовище живлення рослини.

Основну масу рослин (99,4 %) складають макроелементи. До числа мікроелементів, відносять Fe, Co, Mn, Cu, Mo, Zn, Cd, F, I, Se, Sr, Be, Li та ін. Хімічний склад найбільш поширеної харчової рослинної продукції подано табл. 2.1. Рослинна продукція може дещо різнитись за хімічним складом, причому слід зазначити, що рослини, вирощені в районі природних чи техногенних геохімічних аномалій, можуть характеризуватись підвищеним вмістом або зниженими концентраціями певних хімічних елементів. При споживанні такої продукції може виникнути дисбаланс надходження в організм людини разом з їжею поживних речовин, зокрема мікроелементів, що здатний призвести до певних ендемічних захворювань. Як зазначає П. О. Авцин та ін., часткова ліквідація впливу на людину біогеохімічних особливостей певних територій можлива шляхом включення в раціон продуктів харчування, вирощених в інших біогеохімічних районах [188]. Однак, в такому аспекті виникає проблема нормування екологічної якості та безпеки привізної продукції з інших країн, якій у даних трофогеографічних дослідженнях теж приділяється належна увага.

З метою проведення моніторингу екологічної безпеки продуктів харчування рослинного походження та виявлення географічних закономірностей комплексного впливу факторів довкілля на акумуляцію і транслокацію хімічних елементів у рослинах авторами разом із колегами з Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна були розгорнуті широкомасштабні багатфакторні трофогеографічні дослідження рослинної продукції та ґрунтів не лише в різних регіонах України, але і за її межами.

Досліджувана рослинна продукція була представлена основними продуктами харчування рослинного походження, які населення споживає практично щоденно, а саме овочами, фруктами та ягодами. Також особлива увага приділялась визначенню хімічного складу грибів та лікарських трав. Загалом було проаналізовано 1 195 зразків харчової продукції, серед яких:

- овочеві культури (713 зразків): пасльонові (*Solanaceae*) – картопля (*Solanum tuberosum*), томат (*Solanum lycopersicum*), перець солодкий (*Capsicum annuum*), баклажан (*Solanum melongena*); капустяні (*Brassicaceae*) – капуста (*Brassica oleracea*), редис (*Raphanus sativus* L.); селерові (*Apiaceae* або *Umbelliferae*) – морква (*Daucus sativus*), петрушка городня (*Petroselinum sativum* Hoffm.), кріп пахучий (городній) (*Anethum graveolens* L.), селера (*Apium graveolens* L.);

Таблиця 2.1

## Природний хімічний склад рослинної харчової продукції [62, 341]

Продукт	Макроелементи, мг/100 г					Мікроелементи, мкг/100 г											
	К	Ca	Mg	Na	P	Fe	I	Co	Mn	Cu	Mo	F	Zn	Ni	Al	Cr	B
<b>ОВОЧІ</b>																	
Баклажани	238	15	9	6	34	400	2	1	210	135	10	14	290		815		100
Капуста білокачанна	185	48	16	13	31	600	3	3	170	75	10	10	400	15	570	5	200
Картопля	568	10	23	28	58	900	5	5	170	140	8	30	360	5	860	10	115
Цибуля ріпчаста	175	31	14	18	58	800	3	5	230	85		31	850	3	455	4	
Часник	260	60	30	80	100	1500	9	9	810	130			1025				
Морква	200	51	38	21	55	700	5	2	200	80	20	55	400	6	323	3	200
Огірки	141	23	14	8	42	600	3	1	180	100	1	17	215		425	6	
Перець зелений солодкий	163	8	4	19	16	800	3	3	160	100		7	440			6	
Перець червоний солодкий	163	8	11	19	16	600	3	3	160	100		7	440			6	
Редис	255	39	13	10	44	1000	8	3	150	150		30	200	14		11	100
Буряк	288	37	22	86	43	1400	7	2	660	140	10	20	425	14		20	280
Томати	290	14	20	40	26	900	2	6	140	110	7	20	200	13		5	115
<b>БАШТАННІ</b>																	
Кавун	64	14	224	16	7	1000	2	2	35	47		20	90				
Диня	118	16	13	32	12	1000	2	2	35	47		20	90				
Гарбуз	204	25	14	4	25	400	1	1	40	180		86	240				
<b>ФРУКТИ</b>																	
Абрикоси	305	28	8	3	26	700	1	2	220	140		11	82	8	364	1	
Гранат						1000											
Груша	155	19	12	14	16	2300	1	10	65	120	5	10	190	17			130
Персик	363	20	16	30	34	600	2		140	50		22	100	4	650	14	

Продовження табл. 2.1

Слива	214	20	9	18	20	500	4	1	110	87	8	2	100	15		4	
Яблука	278	16	9	26	11	2200	2	1	47	110	6	8	150	17		4	245
<b>ЦИТРУСОВІ</b>																	
Апельсин	197	34	13	13	23	300	2	1	30	67		17	200				180
Лимон	163	40	12	11	22	600			40	240	1	10	125				175
<b>ЯГОДИ</b>																	
Вишня	256	37	26	20	30	500	2	1	80	100	3	13	150	15		7	125
Виноград	255	30	17	26	22	600	8	2	90	80	3	12	91	16	380	3	365
Агрус	260	22	9	23	28	800	1		450	130	12	12	90	6		1	
Малина	224	40	22	10	37	1200		2	210	170	15	3	200				200
Смородина чорна	350	36	31	32	33	1300	1	4	180	130	24	17	130				55
<b>ГРИБИ</b>																	
Білі свіжі	468	27	15	6	89	5200		6	230			60	330			6	
Лисички свіжі	560	8	7	3	44	6500		4	410	290		55	260				
Печериці свіжі	530	9	15	6	115	2730	18	15			3	14	280			13	
<b>БОБОВІ</b>																	
Горох зелений свіжий	285	26	38	2	122	700			200	130			650				
Квасоля (боби)	1100	150	103	40	480	5940	12,1	18,7	1340	580	39,4	44	3210		640		
<b>ЗЕРНОВІ</b>																	
Пшениця тверда	325	62	114	8	368	5260	11	5,4	3700	530	42	80	2810		1570		
Пшениця м'яка озима	323	50	111	8	340	5140	5,2	4,4	3740	410	21,5		2610		1440		
Кукурудза	340	34	104	27	301	3700	5,2	5,3	1090	290	28,4	64	1730		440		
Рис	314	40	116	30	328	2090	2,3	6,9	3630	560	26,7	80	1800		912		
Гречка	325	70	258	4	334	8270	5,1	3,6	1760	660	38,5	33	2770				
Жито	424	59	120	4	366	5380	9,3	7,6	2770	460	18	64	2040		1670		
Ячмінь	453	93	150	22	353	7400	8,9	7,9	1480	470	13,8	106	2710		520		

гарбузові (*Cucurbitaceae*) – огірки посівні (*Cucumis sativus* L.), гарбуз (*Cucurbita pepo* L.), кавун (*Citrullus vulgaris*), диня (*Melo sativus* L.), патисон (*Daucus carota*), кабачок (*Cucurbita pepo* L.); лободові (*Chenopodiaceae*) – столовий буряк (*Beta vulgaris*); бобові (*Fabaceae* або *Leguminosae*) – квасоля (*Phaseolus vulgaris*), горох (*Pisum sativum* L.), боби (*Vicia faba* L.); лілійні (*Liliaceae*) – цибуля (*Allium caepa* L.), часник (*Allium sativum* L.);

- злакові (*Gramineae*) (17 зразків) – кукурудза (*Zea mays* L.), пшениця (*Triticum* L.);

- фрукти (215 зразків): сливи (*Prunus*), яблука (*Malus*), груші (*Pyrus communis* L.), апельсин (*Citrus sinensis*), мандарин (*Citrus reticulata*), ананас (*Ananas cosmus*), абрикос (*Armeniaca vulgaris* L.), айва (*Cydonia oblonga*), лайм (*Citrus x aurantiifolia*), персик (*Prunus persica*), ківі (*Actinidia deliciosa*), алича (*Prunus cerasifera* або *Prunus divaricata*), гранат (*Punica granatum*), інжир (*Ficus carica*);

- ягоди (112 зразків): виноград (*Vitis vinifera*), агрус (*Ribes uva-crispa*), вишня (*Cerasus*), малина (*Rubus idaeus*), смородина червона (*Ribes rubrum* L.) та чорна (*Ribes nigrum* L.), полуниця (*Fragaria moschata*), калина (*Viburnum opulus*), чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), ожина (*Rubus caesius* L.), горобина (*Sorbus aucuparia*), черешня (*Prunus avium*), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), обліпіха (*Hippophae rhamnoides* L.), шипшина (*Rosa canina* L.);

- лікарські трави (35 зразків): звіробій звичайний (*Hypericum perforatum* L.), полин гіркий (*Artemisia absinthium*), хвощ польовий (*Equisetum arvense* L.), ромашка лікарська (*Matricaria recutita*), лопух великий (*Arctium lappa* L.), лопух малий (*Arctium minus Bernh*) та лопух павутинистий (*Arctium tomentosum*), вероніка лікарська (*Veronica officinalis* L.), мати-й-мачуха звичайна (*Tussilago farfara* L.), подорожник великий (*Plantago major* L.), золототисячник звичайний (*Centaureum erythraea Rafn.*), тисячолісник звичайний (*Achillea millefolium* L.), шавлія лікарська (*Salvia officinalis* L.), пижмо звичайне (*Tanacetum vulgare* L.), катран татарський (*Crambe tataria* Seb.), вовчі ягоди звичайні (*Daphne mezereum* L.), ряска мала або болотна (*Lemna minor* L.);

- гриби (45 зразків): глива звичайна (*Pleurotus ostreatus*), сироїжка їстівна (*Russula vesca* Fr.), хрящ-молочник оливково-чорний (*Lactarius turpis* (Weinm.) Fr.), лисички звичайні (*Cantharellus cibarius* Fr.), маслюк звичайний (*Boletus luteus*) підосичник червоний (*Leccinum aurantiacum* (Bull.: St-Am.) S. F. Gray), білий гриб (*Boletus edulis* L.), опеньки осінні (*Armillariella mellea*), печериця звичайна або степова (*Agaricus campestris*);

- *gorixi* (33 зразки): арахіс культурний або підземний (*Arachis hypogaea*), горіх волоський або грецький (*Juglans regia* L.);
- листя (30 зразків).

Крім того, з метою простеження особливостей міграції мікроелементів було проведено хімічний аналіз 598 зразків ґрунту, на якому була вирощена рослинна продукція, 36 зразків зрошувальної води, 198 зразків атмосферних опадів (у тому числі 19 зразків снігу, 88 зразків дощових опадів, 91 зразок роси), 42 зразки атмосферного пилу, 37 зразків різних частин рослин (стебла, корені), а також зразки лісової підстилки та соку рослинної продукції. Загалом, у ході трофогеографічних досліджень було досліджено 2 106 зразків різних природних компонентів на вміст важких металів та Al.

Слід зазначити, що для виявлення географічних особливостей формування хімічного складу рослинної продукції відбір зразків проводився з урахуванням різних природних і соціально-економічних (антропогенних) факторів, що мають вплив на процеси формування вмісту хімічних елементів у рослинах, а саме: потенційних джерел забруднення різного генезису, різних геоморфологічних, клімато-гідрологічних, ґрунтових та ін. умов.

Як відомо, процеси формування хімічного складу рослинної продукції визначаються цілим комплексом взаємопов'язаних природних та антропогенних факторів, які проявляються у певних закономірностях поглинання, міграції та акумуляції хімічних елементів у рослинних організмах. Рослини відображають у своєму складі вміст тих чи інших хімічних елементів у ґрунті, але поглинають їх у різних кількостях і співвідношеннях [4]. Хімічний склад рослин значною мірою залежить від типу ґрунту з притаманними йому специфічними характеристиками, а формування певного типу ґрунту є результатом комплексного впливу фізико-географічних факторів, тому тісно пов'язано із географічною зональністю.

Тому у ході трофогеографічних досліджень значна увага приділялась дослідженню ґрунтового покриву присадибних ділянок як потенційного джерела надходження мікроелементів до рослинної продукції. Основні характеристики проаналізованого у ході досліджень ґрунтового різноманіття, які потенційно можуть визначати доступність розчинних форм металів із ґрунтового розчину до рослинного організму, подані в табл. 2.2.

Таблиця 2.2

**Загальна характеристика ґрунтового різноманіття,  
проаналізованого в ході трофогеографічних досліджень [86, 346]**

Ґрунт	Реакція рН	Вміст гумусу (%)	Гранулометричний склад	Характер рельєфу
Дерново-піщаний	кисла 3,5-5,5	0,3-1	піщані та глинисто-піщані	піщані тераси
Дерново-підзолистий	слабокисла 4,6-5,8	1,1-2,6	легкосупіщані та легкосуглинкові	морено-зандрові алювіальні рівнини, тераси, моренні горби та пасма
Сірий лісовий	кисла 4,5-5,3	1,5-3	супіщаний та суглинковий	високі хвилясті ділянки вододільних плато та їх сильно розчленовані схили
Чорнозем опідзолений та типовий	слабокисла 5,4-6	3-6	легко- і середньосуглинисті	вирівняні міжрічкові плато та їх схили, високі лесові тераси
Чорнозем звичайний (північно-степовий)	слабокисла, близька до нейтральної 5,5-6	4,5-6,5	середньо- та важкосуглинкові	вододіли, їх схили, лесові тераси річок
Чорноземи південні	слаболужна 7,7-7,9	3,5-5	важкосуглинкові та легкоглинисті	вирівняні ділянки вододілу із слаборозвиненою гідрографічною мережею
Чорнозем на нелесових породах	від слабокислої до слаболужної 5,5-8,0	3-5	важкосуглинкові та легкоглинисті	рівнинні ділянки вододілів
Лучно-чорноземний	близька до нейтральної 6,9-7,4	4,5-5	легкосуглинковий	на зниженнях рельєфу (заплав та низинні тераси рік, дно балок)
Каштановий у комплексі з солонцями та солодами	слаболужна 7,1-8,5	1,3-3	важкосуглинистий та легкоглинистий	безстічні рівнини вододілу, понижені приморські плато
Буроземний	кисла 3,5-4,5	3-5	середньосуглинковий	схили гір висотою до 1100-1500 м в межах лісового поясу
Лучно-буроземний	кисла 4,1-5,4	3-5	середньосуглинковий та важкосуглинистий	заплав та низинні тераси гірських річок
Підзолисто-буроземний	слабокисла 5,4-6,4	1-3	середньо- та важкосуглинистий	передгір'я та високогір'я
Коричневий лучний та лучно-болотний	нейтральна, слаболужна 7,0-8,0	1,5-3	легкосуглинковий та середньоглинистий	передгір'я, схили різної крутизни
Торфово-болотний та торфовища	слабокисла, близька до нейтральної 5,5-6,8	0,7-2	піщаний, супіщаний та легкосуглинковий	невеликі пониження, широкі заплав річок, прохідні долини, замкнуті улоговини
Жовтозем	кисла 4,3-5	1-2	важкосуглинкові та глинисті	горбисті передгір'я та низькогір'я
Червонувато-бурий пустельно-степовий	від слабо кислої до слаболужної 5,8-7,5	до 1	від важкосуглинкового до середньоглинистого	гарно дреновані високі рівнини
Чорний тропічний	слаболужна, близька до нейтральної 7,5-8,0	1-1,5	середньоглинистий та важкоглинистий	плоскі слабо розчленовані рівнини або депресії, заплав річок, тераси озер

Як видно з табл. 2.2, кожний тип ґрунту відзначається своєю приналежністю до певних ландшафтно-географічних умов, які в певній мірі визначають основні ґрунтові характеристики даного типу. Слід також зазначити, що для кожного типу ґрунту відзначається диференціація за характером природного рослинного покриву. Наприклад, чорнозем звичайний, типовий та південний зосереджені під різнотравно-ковилово-типчаковою рослинністю, чорнозем опідзолений – під широколистяними лісами з проєктивним покриттям трав'янистою рослинністю 75 – 85%. В той час, як лучно-чорноземні ґрунти розповсюджені під лучною рослинністю в умовах відносно постійного зволоження неглибоко залягаючими ґрунтовими водами [86, 346]. Буроземні, підзолисто-буроземні, лучно-буроземні та коричневі лучні та лучно-болотні сформувались під лісом з великою участю різнотравно-злакової трав'янистої рослинності [199].

Підсумовуючи вище сказане, слід виділити основні тезисні положення щодо особливостей впливу забрудненої рослинної продукції харчування на організм людини [241]:

- ступінь негативного впливу на здоров'я людини забруднених продуктів харчування залежить від тривалості споживання неякісної продукції, кількісного вмісту у ній забруднюючих речовин, співвідношення між різними хімічними елементами – антиподами, що містяться у рослинній продукції;
- одним із ефективних шляхів мінімізації забруднення рослинних продуктів харчування є обробка харчових продуктів перед вживанням в їжу (зокрема, деякі автори зазначають, що миття овочів є дуже ефективним і простим способом мінімізації забруднення важкими металами в середньому на 75–100 % [433]).

Основним принципом теорії мінімізації впливу екологічно небезпечних продуктів харчування є дворівнева оптимізація навколишнього середовища [241]. Перший рівень – рівень ефективного державного управління у сфері природокористування, що реалізується шляхом нормування та контролю антропогенного навантаження на довкілля. Другий рівень назвемо умовно технологічним, оскільки він спрямований на екологізацію технологій вирощування рослинних продуктів харчування. Цей рівень є превентивним і може бути ефективним лише за умови безперервного екологічного виховання широких мас населення, бажання кожного громадянина турбуватися про власне здоров'я та здоров'я своїх близьких.



## 2.2 Мікроелементи як потенційні політанти рослинної харчової продукції та їх біохімічна роль

Сьогодні у науковій літературі функціонують декілька термінів, які мають схоже значення: «мікроелементи», «важкі метали», «розсіяні хімічні елементи», «рідкі хімічні елементи» та ін. [234]. В. М. Дудурич вважає, що використання того чи іншого терміну пов'язано із тією галуззю знань, де вони вживаються – при пошуку корисних копалин (геохімії), при сільськогосподарському виробництві, при вивченні забруднень та ін. [113]. Г. В. Добровольський констатує, що в північно-американській, австралійській та японській науковій літературі закріпилися терміни, які в 30-х роках минулого століття запропонував геохімік В. М. Гольдшмідт та його колеги: «елементи-сліди», «рідкі елементи», «малі елементи» [106]. У другій половині ХХ ст. широкого використання набув термін «мікроелементи». Вперше наукові основи вчення про мікроелементи у радянській науці обґрунтував В. І. Вернадський [43], а фундаментальні дослідження у цій сфері були проведені О. П. Виноградовим [49, 50] та В. В. Ковальським [158, 159].

Термін «мікроелементи» не має чітко визначеної дефініції, оскільки, як відзначає А. Кабата–Пендіас і Х. Пендіас, він застосовується як до мікроелементів, розповсюдженість яких у земній корі частіше всього менше 0,1 %, так і до тих, що присутні у живій речовині в надзвичайно малих кількостях [146]. Вчені приводять дані про більш ніж 50 мікроелементів у гірських породах, ґрунтах, рослинах у природних і техногенних умовах.

Протягом останніх десятиліть навіть частіше, ніж «мікроелементи», використовується термін «важкі метали». Серед ознак, що дозволяють класифікувати метали як важкі, виділяють густину, атомну масу та токсичність. М. Ф. Реймерс стверджував, що важкими слід вважати метали з густиною понад  $8 \text{ г/см}^3$ , при цьому в окрему від важких металів групу вчений відокремлював благородні та рідкісні метали: Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Co, Sb, Sn, Bi, Hg [302]. Як зазначає М. М. Біланич, ця класифікація дозволяє відокремити від важких металів радіоактивні елементи, зокрема Ra з густиною  $5,50 \text{ г/см}^3$  [27]. Ю. В. Алексєєв відносив до важких металів групу хімічних елементів з густиною понад  $5 \text{ г/см}^3$ , що володіють властивостями металів і металоїдів [5].

Проте, Н. В. Прохорова зазначає, що при біологічній класифікації більш доцільно користуватись не густиною, а атомною масою [296]. Так, за І. І. Дедю важкі метали – це елементи з порівняно великою

атомною масою (Pb, Hg, Zn, Sr та ін.) [94]. З позицій атомної маси до важких металів відносять елементи з атомною масою понад 20 а.о.м. [427], 40 а.о.м. [5, 329] та 50 а.о.м. [2, 53, 276]. В останньому випадку до важких металів можна віднести і такі радіоактивні елементи, як U, Po та ін., що значно змінює аспект вивчення важких металів як екологічного фактора [266]. Враховуючи всі протилежні точки зору стосовно диференціації даного терміну, М. М. Біланич пропонує вважати важкими металами «елементи з металічними властивостями, які мають атомну масу вище 40 а.о.м., густину вище 5 г/см<sup>3</sup> і не відносяться до радіоактивних елементів» [27, с. 2].

Як вважає J. H. Duffus, сьогодні досить часто термін «важкі метали» розглядається з медичної та екологічної точок зору, тому при класифікації елементів розглядаються не лише їх хімічні та фізичні властивості, але й біологічна активність і токсичність. Проте будь-який хімічний елемент та його сполуки при певних концентраціях можуть становити загрозу для живих організмів [386]. Тому, як стверджує Д. С. Орлов «...немає токсичних елементів, а є їх токсичні концентрації» [253, с. 62]. В. Л. Убугунов і В. К. Кашин зазначають, що якщо концентрація металу є токсичною, його відносять до «важких», з іншої точки зору, за нормальних концентрацій або дефіциту елемента його відносять до мікроелементів [329]. Тому терміни «мікроелементи» та «важкі метали» є скоріше якісними, а не кількісними категоріями, що пов'язані з крайніми випадками екологічної ситуації [5, 138, 139, 178, 329].

Таким чином, існує досить велика кількість визначень поняття «важкі метали», базуючись на яких не завжди можливо виділити перелік конкретних хімічних елементів. Наші трофогеографічні дослідження були спрямовані на вивчення металів, що містяться у рослинній продукції, з точки зору їх токсичного впливу на здоров'я людини, викликаного антропогенним забрудненням довкілля під впливом соціально-економічних факторів. Крім того, оскільки у вітчизняній літературі найбільш широко використовують термін «важкі метали», автори саме йому надають перевагу, але не відмовляються і від терміну «мікроелементи» [234].

До мікроелементів зазвичай відносять Li, B, F, Ti, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Se, Rb, Zr, Mo, Ag, Cd, Sn, I, Cs, W, Au, Bi. Сьогодні існує досить багато класифікацій мікроелементів, що базуються на їх біохімічній поведінці, фізіологічній ролі, есенційності, біофільності (ступені біологічного поглинання), токсичності та інших характеристиках [124]. Так, А. Кабата-Пендіас [146, 147] та В. В. Ковальський [158, 159] зазначали есенційність Co, Zn, Mo та Cu.

О. І. Перельман класифікував хімічні елементи за біофільністю на основі коефіцієнту біологічного поглинання [273]. Дж. Вуд відносив до дуже токсичних елементів такі важкі метали: Be, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Te, Rb, Ag, Cd, Hg, Pb, Sb, Pt [за 5].

Незважаючи на незначний вміст у рослинному організмі, мікроелементам належить значна біологічна роль. Крім загального сприятливого впливу на процеси росту та розвитку, встановлено специфічну дію ряду мікроелементів на такі важливі фізіологічні процеси, як фотосинтез (Mn, Cu), синтез білків (Mn, Co, Cu, Ni, Cr), тканинне дихання (Cu, Zn, Mn, Co), пігментація та ін. [146, 405].

Як зазначає Н. О. Протасова, «...живі організми є досить вимогливими до певних концентрацій мікроелементів у довкіллі, до набору, співвідношення та форм знаходження їх сполук» [294, с. 33]. Дефіцит потрібного елементу може позначитись на затримці росту рослин і порушенні метаболічних циклів. Проте, за дослідженнями А. Кабата-Пендіас, надлишок мікроелементів у ґрунті – більший стрес для рослинної продукції, ніж їх нестача [147]. Механізми, що приймають участь у процесах обмеження надходження мікроелементів, набагато слабші за механізми поглинання дефіцитних мікроелементів [146, 405], тому рослини не здатні повною мірою протистояти високим концентраціям важких металів на території, де вони вирощуються.

У надмірних концентраціях у рослинах мікроелементи можуть викликати токсичні ефекти. Основні симптоми та прояви дефіциту та надлишку мікроелементів у рослинному організмі подано в табл. 2.3. Токсична дія важких металів на рослинний організм найбільшою мірою проявляється у порушенні процесів фотосинтезу шляхом впливу на синтез хлорофілу, а також у пригніченні активності багатьох ферментних систем. Як зазначає М. М. Біланич, це обумовлено «...здатністю важких металів вступати в хімічну реакцію із сульфгідрильними (-SH) групами протеїнів живих організмів, у першу чергу ферментних, а також інших білкових структур. Зміна їх конформаційного стану призводить до блокування протікання ряду біохімічних процесів» [27, с. 5].

Крім того, дані табл. 2.3 засвідчують практично відсутність інформації щодо проявів дефіциту деяких мікроелементів (Cd, Pb, Cr, Co та ін.), що пояснюється їх відносно низькою біологічною необхідністю та есенційністю внаслідок високотоксичних властивостей. Адже такі метали, як Cd та Pb, належать до елементів 1 класу токсичності, а Cr, Co та Ni – до 2 класу [261].

Таблиця 2.3

**Прояви дисбалансу мікроелементів у рослинному організмі [146, 329, 333, 404, 405]**

Хім.елем.	Токсичні прояви надлишкового вмісту	Прояви дефіциту	Чуттєві рослини
Al	Загальна затримка росту, темно-зелене листя, відмирання листя, структурні зміни кореневої системи, порушення мітозу, порушення властивостей протоплазми та клітинних стінок	випадки прояву ознак дефіциту не виявлені та знаходяться на стадії вивчення	злаки
B	Хлороз листя, буря точки на листі, скручування та відмирання старого листя, загнивання ростових точок	Хлороз, коричневе молоде листя, порушення розвитку бруньок та квітів, враження серцевини рослин та коренів, мультиплікація поділу клітин	Злаки, картопля, помідори, огірки, яблука, соняшник, капуста, груші, виноград
Cd	Порушення активності ферментів, що беруть участь у процесах дихання, білкового та нуклеїнового обміну, пригнічення фотосинтезу, порушення транспірації та фіксації CO <sub>2</sub> , зміна проникливості клітинних мембран, ускладнення надходження та метаболізму в рослинах ряду елементів живлення. Зовнішні симптоми – затримка росту, бурі краї листя, хлороз, червонуваті жилки, скручування листя, бурі недорозвинені корені.	випадки прояву ознак дефіциту не виявлені та знаходяться на стадії вивчення	Бобові, шпинат, редиска, морква, овес
Co	Міжжилковий хлороз листя, білі краї листя, структурні зміни коренів	випадки прояву ознак дефіциту не виявлені	бобові, злаки
Cr	Хлороз молодого листя, погіршення росту та розвитку рослин, ушкодження кореневої системи, різке зниження вмісту в рослинах більшості незамінних макро- та мікроелементів (K, P, Fe, Mn, Cu, B та ін.)	випадки прояву ознак дефіциту не виявлені та знаходяться на стадії вивчення	фруктові дерева, злаки
Cu	Темно-зелене листя, товсті, короткі корені, пригнічення утворення паростків, зміна проникливості мембран, інгібування переносу електролітів при фотосинтезі	Меланізм, побіління листя, скручування молодого листя, втрата тургору, лакість та пожовтіння листя, уповільнене формування репродуктивних органів	Злаки, бобові, шпинат, цитрусові, соняшник, цибуля, салат, буряк, фруктові дерева

Продовження табл. 2.3

Fe	Темно-зелене та темно-коричневе листя, уповільнений ріст	Міжжилковий хлороз молодого листя, некроз країв листя, пожовтіння молодого листя, корені та стебла короткі та тонкі	Рис, тютюн, фруктові дерева, виноград, малина, томати, овес, кукурудза
Hg	Пригнічення ростків та коренів, хлороз листя, бурі точки на листі	випадки прояву ознак дефіциту не виявлені та знаходяться на стадії вивчення	Цукровий буряк
Mn	Хлороз, некротичні ураження ста горо листя, буруваті чорні плями, сухе листя	Плями хлорозу та некроз молодого листя, послаблений тургор, слабе коренеутворення, поникле листя	Злаки, бобові, картопля, капуста, огірки, цибуля, буряк, часник, фруктові дерева
Mo	Жовте та коричневе листя, пригнічення росту коренів, пригнічення кушування	Хлороз країв та деформація листя, пожовтіння листя	Злаки, бобові, цвітна капуста, салат, шпинат
Ni	Міжжилковий хлороз молодого листя, пригнічення процесів фотосинтезу, росту, метаболізму, знижується абсорбція поживних речовин, зниження темпів фіксації молекулярного азоту	випадки прояву ознак дефіциту не виявлені та знаходяться на стадії вивчення	злаки
Pb	Інгібування фотосинтезу, дихання, мітозу, інколи – збільшення вмісту Cd та зниження надходження Zn, Ca, P та S, зниження врожайності, погіршення якості рослинної продукції. Зовнішні симптоми - темно-зелене листя, скручування старого листя, буре коротке коріння	випадки прояву ознак дефіциту не виявлені та знаходяться на стадії вивчення	цибуля, картопля, буряк, часник
Se	Міжжилковий хлороз, чорні плями, пожовтіння молодого листя, розовуваті плями на коренях	уповільнення вегетації, великі білі штрихи на листовій поверхні	бобові, цибуля ріпчаста
Zn	Хлороз та некроз країв листя, міжжилковий хлороз молодого листя, затримка росту рослини, ураження коренів	Міжжилковий хлороз, зупинка росту, фіолетово-червоні плями на листі, асиметричність та ламкість листя, розеточність	Злаки, бобові, трави, виноград, фруктові дерева, виноград

Досить широкого висвітлення у наукових працях дістало дослідження впливу мікроелементів на життєдіяльність людини. Сьогодні встановлено зв'язок численних захворювань, синдромів і патологічних станів із дефіцитом, надлишком чи дисбалансом мікроелементів у живому організмі. Такі патологічні процеси дістали назву «мікроелементозів» [188]. При цьому слід наголосити, що значно більша кількість хвороб виникає саме за рахунок споживання продуктів харчування низької якості у порівнянні із впливом забрудненої питної води та повітря [114]. Тому можна стверджувати, що екологічно небезпечна харчова продукція, у тому числі рослинного походження, є домінуючим фактором, який визначає стан здоров'я людини, що ще раз підкреслює актуальність трофогеографічних досліджень.

У науковій практиці є роботи з медичної географії (К. М. Синяк [149], В. Ф. Рудиченко [183], В. О. Шевченко [349], В. М. Гуцуляк [87–89] та ін.), в яких розкриваються не лише закономірності поширення певних захворювань у різних природних умовах території України, але і висловлюються різні концепції ризику зараження, географічна та екологічна мінливість захворювань за якісними та кількісними показниками та ін. Трансформуючи деяким чином ці концепції, їх можна використовувати у медичній екології та географії. Наприклад, В. О. Шевченко вважав, що основою класифікації людських захворювань з метою їх медико-географічного вивчення має стати принцип зв'язку стану організму з умовами навколишнього середовища (вперше такий підхід використав О. Г. Воронов [61]) з урахуванням зростаючого техногенного тиску на природу [349]. Не викликає сумніву те, що цей принцип, в цілому, може бути використаний і в наших дослідженнях в аспекті обґрунтування виникнення та розповсюдження захворювань, пов'язаних із споживанням екологічно небезпечних продуктів харчування рослинного походження [241].

В. Б. Ільїн наголошує, що «...продукція тваринного та рослинного походження, вирощена в умовах підвищеного забруднення важкими металами, потребує належної уваги, адже надлишкова кількість важких металів у ґрунті чинить прямий вплив на насиченість ними рослинних тканин та відображається в наступних ланках харчового ланцюга – тваринах і людині» [139, с. 43]. Можливі токсичні впливи на здоров'я людини деяких хімічних елементів, що потрапили до організму у надлишкових кількостях разом із споживанням забрудненої продукції харчування, подано в табл. 2.4.

Таблиця 2.4

**Прояви токсичного ефекту на здоров'я людини надлишкових концентрацій деяких мікроелементів [28, 62, 188, 216, 217, 219, 241, 251]**

Хім. елем.	Прояви токсичного ефекту
Fe	Хвороби кишково-шлункового тракту, шок, ураження печінки, блювота, діарея, параліч ЦНС, запалення нирок, сидероз або гіперсидероз, локальна ліпоміодистрофія, спадковий гемохроматоз
Mn	Манганози (порушення центральної нервової системи та мозку), синдром паркінсонізму( розлади рухової активності, психічні порушення, астеновегетативний синдром із пригніченням функцій гонад, зниження працездатності, затуплений головний біль, посилення сонливості. При хронічній інтоксикації спостерігається ураження нирок, пневмонія, прогресуюче ураження центральної нервової системи, летаргія і т. д.
Zn	Блювота, діарея, фіброз легень, дихальна недостатність, канцерогенна дія (злаякісні утворення), гострі отруєння можливі за сумісної дії з Cd, зміна морфологічного складу крові, статевий інфантилізм, уповільнення росту
Cu	Ендемічна анемія, анексія, артроз, затримка росту, гемоліз, низький вміст гемоглобіну, руйнування тканин печінки, нирок, мозку, неспецифічні гіперкупремії за гострих та хронічних захворювань, професійний гіперкупреоз (мідна лихоманка, пневмоконіоз, гемодіаліз ний гіперкупреоз, зниження імунобіологічної реактивності, ураження слизових оболонок носу, лихорадка, виникнення язв, зниження світлової чутливості, помутніння кришталика ока (бліда катаракта), дегенерація роговиці та скловидного тіла та інші захворювання очей, гепатити, інтоксикація
Ni	Крихкість кісток, ракові пухлини носа, гострий шлунково-кишковий дискомфорт, хронічна інтоксикація призводить до руйнування серцевої та ін. тканин, блокує ферменти та реагує з нуклеїновими кислотами, порушує синтез ДНК, РНК, білків, нейротоксична та канцерогенна дія, професійні інтоксикації (ливарна лихоманка, токсична пневмонія, нікелева короста та екзема, токсична пневмонія, пневмосклероз, гепатит та ін. )
Pb	Кумуляція в тканинах, негативний вплив на імунну, нервову, ендокринну, сечовидільну, репродуктивну, епітеліальну, кісткову систему, пригнічення метаболізму кальцію, інтенсивності перебігу процесів дихання у мітохондріях нирок, серця, мозку, блокада SH-груп ферментів, мутагенна дія, анемія, порушення серцевого ритму, зміни в легенях, ураження органів кровотворення, печінки, нирок (нефропатія), тератогенна дія (порушення розвитку плоду, ускладнення вагітності)
Al	Нервові розлади, хвороба Альцгеймера, акумуляція в головному мозку, нирках, кістках, розвиток різних форм анемії, порушення <b>мови</b> , провали в пам'яті, порушення орієнтації, алюмінієвий пневмоконіоз, алюмініоз серця, міопатичний синдром, алюмінієва енцефалопатія таостеодистрофія
Co	Зменшує здатність щитовидної залози акумулювати йод, ураження органів дихання, кровотворення, серцево-судинної та нервової системи, збільшується кількість еритроцитів у крові, кобальтова міокардіопатія, міокардіодистрофія, алергічний дерматит, пневмосклероз
Cr	Шестивалентний хром характеризується найбільш вираженою загально токсичною, нефротоксичною, гепатотоксичною, мутагенною та канцерогенною дією (ракові захворювання). Професійні хромові дерматити, виразка слизової оболонки носа, перфорація хрящів носової перегородки. Хромовий гепатоз, ураження печінки, зниження репаративних процесів у клітинах, зміна імунологічної реакції організму, пригнічення ферментів,
Cd	Кумуляція в тканинах (печінка, нирки, кістки), порушення кальцифікації, онкологічні захворювання, мутації, інгубірування синтезу ДНК-полімерази, нуклеїнових кислот, білків, дисфункція нефронів, взаємодія з SH-групами ферментів, хвороба «ітай-ітай» (кадмієва остеомаларія). Кадмієвий риніт, нефропатія з типовою протеїнурією, нейротоксичний синдром, кадмієва кардіомапатія, гіпертонія, емфізема легенів, рак передміхурової залози, ниркова недостатність, ішемічна хвороба серця, анемія, блокування синтезу вітаміну D, пригнічення надходження та обміну інших мікроелементів (Zn, Cu, Se, Fe), що може викликати їх дефіцит в організмі.
Hg	Взаємодія з сульфгідрильними групами білків, акумуляція метилртуті у головному мозку, неорганічні сполуки ртуті порушують обмін аскорбінової кислоти, руйнування легенів, порушення нервової системи, хвороба Мінамата, енцефалопатія, атаксія мозочка, порушення зору та слуху, тахікардія, зміни клітинного складу крові, протеїнурія, психічні порушення
As	Периферійна нейропатія, пігментація шкіри, сонливість, порушення пам'яті, порушення мови, анемія, лейкопатія, порушення синтезу АТФ та АДФ, блокування ДНК-полімерази, хвороба «чорної стопи», рак шкіри (рак Боуена) та легенів, неврологічні порушення

Основна небезпека важких металів полягає в їх здатності викликати канцерогенні, мутагенні та тератогенні ефекти [215–217, 219]. Крім того, відомим є той факт, що важкі метали мають здатність накопичуватись у різних ланках трофічних ланцюгів біосфери, в тому числі організмі людини. У трофічних ланцюгах органічна речовина закономірно зменшується, в той час, як для важких металів характерне біоконцентрування, що обумовлює повільне виведення важких металів із організму [215].

Оскільки в навколишньому середовищі хімічні елементи не можуть знаходитись ізольовано один від одного, між ними виникають процеси взаємодії, які визначають їх фітодоступність. Крім того, різні комбінації хімічних елементів у природних компонентах призводять до синергетичного чи антагоністичного ефекту, що відповідно підсилює або послаблює негативний вплив на живі організми. Така взаємодія також проявляється у здатності одного хімічного елемента пригнічувати або стимулювати поглинання інших елементів рослинами. Характер взаємодії між деякими макро- та мікроелементами наведений у табл. 2.5.

Таблиця 2.5

**Взаємодія між макро- та мікроелементами в рослинах [146]**

Макроелемент	Антагонізм з мікроелементами	Синергізм
Ca	Al, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, F, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Sr, Zn	Cu, Mn, Zn
Mg	Al, Be, Ba, Cr, Mn, F, Zn, Ni <sup>a</sup> , Co <sup>a</sup> , Cu <sup>a</sup> , Fe <sup>a</sup>	Al, Zn
P	Al, As, B, Be, Cd, Cr, Cu, F, Fe, Hg, Mo, Mn, Ni, Pb, Rb, Se, Si, Sr, Zn	Al, B, Cu, F, Fe, Mo, Mn, Zn
K	Al, B, Hg, Cd, Cr, F, Mo, Mn, Rb	-
S	As, Ba, Fe, Mo, Pb, Se	F <sup>6</sup> , Fe
N	B, F, Cu	B, Cu, Fe, Mo
Cl	Br, I	
<sup>a</sup> – дані для мікроорганізмів		<sup>6</sup> - сумісне забруднення викликає суттєве пошкодження рослин

Як видно з табл. 2.5, такі макроелементи, як Ca, Mg, P та K є головними антагоністами по відношенню до поглинання рослинами більшості мікроелементів. Найбільше практичне значення має антагоністичний вплив макроелементів на токсичні метали, зокрема Cd, Cr, Al, Pb та Ni.

Токсичність мікроелементів, зокрема важких металів, залежить не лише від їх вмісту у компонентах довкілля, але й від особливостей їх



взаємного впливу на біоту, в основі якого також лежать антагоністичні та синергетичні взаємодії (табл. 2.6).

Таблиця 2.6

**Взаємодія хімічних елементів в самих рослинах та в середовищі, що оточує корені рослин [146]**

	Li	Rb	Cu	Zn	Cd	B	Al	Si	Pb	V	As	Se	Cr	Mo	W	Mn	Fe	Co	Ni
Li	-																		
Rb		-																	
Cu			-																
Zn				-															
Cd					-														
B						-													
Al							-												
Si								-											
Pb									-										
V										-									
As											-								
Se												-							
Cr													-						
Mo														-					
W															-				
Mn																-			
Fe																	-		
Co																		-	
Ni																			-
	антагонізм										антагонізм та /або синергізм								
	синергізм										можливий антагонізм								

Як видно з табл. 2.6, переважна більшість мікроелементів перебуває в антагоністичних відносинах. Синергетичні взаємодії зустрічається досить рідко, проте відзначаються надзвичайно токсичним ефектом. Так, одночасний вплив Zn та Cu у 5 разів небезпечніший, ніж арифметична сума їх токсичності. Аналогічним чином діє суміш Zn та Ni [329]. В той же час, Zn є активним антагоністом Cd [329], а Cd та Pb сприяють зниженню вмісту у ґрунті легкодоступних для рослин форм Zn, Mn, Co та Fe [29].

На інтенсивність і спрямованість явища антагонізму впливає концентрація іонів металів у ґрунтовому розчині. Дослідження В. Л. Богачової показали, що при надходженні в ґрунт Cd у концентрації 3 мг/кг збільшує рухомість Pb, тоді як подальше збільшення концентрацій Cd до 5–15 мг/кг знижує вміст рухомих форм Pb [29].

Оскільки дана робота присвячена дослідженню особливостей накопичення і транслокації важких металів (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Co, Cr, Cd) та Al у рослинній продукції, вирощеній під впливом різних природних і соціально-економічних факторів, коротко зупинимось на характеристиці особливостей деяких пріоритетних технофільних токсичних мікроелементів, а саме Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Al, Co, Cr та Cd, що визначають їх біологічну доступність для рослин [241]. При цьому зазначимо, що незважаючи на те, що не всі дослідники відносять Fe до мікроелементів, ніхто не заперечує його належність до важких металів. У наших дослідженнях Fe займає пріоритетну роль, оскільки у побудованих у ході проведених трофогеографічних досліджень численних акумулятивних рядах хімічних елементів для зразків проаналізованої рослинної продукції Fe займає перше місце.

**Залізо (Fe)** належить до числа найбільш важливих есенційних елементів, адже Fe бере участь у перетворенні енергії, необхідної для синтезу інших життєво важливих процесів у клітинах рослин. Залізо є досить поширеним у природі елементом, зокрема Fe становить 5 % від загальної маси літосфери. У ґрунтах Fe присутній у складі оксидів і гідроксидів, зв'язаних із поверхнею деяких мінералів. Різноманітні антропогенні фактори, зокрема кислотні дощі, підкислюючі добрива, надлишкове надходження органічних речовин, можуть сприяти збільшенню міграції Fe у зоні гіпергенезу. Токсичність Fe можлива на сильно кислих ґрунтах, що обумовлює рухомість двохвалентного заліза. Високий вміст Fe в ґрунті сприяє зниженню поглинання багатьох мікроелементів рослинами [146].

Здатність різних рослин до акумуляції Fe досить різна та залежить від ґрунтових і кліматичних умов, а також від фази росту та розвитку рослин [56]. Поглинання та переніс Fe залежить від багатьох факторів, серед яких – вміст P та Ca, а також співвідношення деяких важких металів. Поглинання Fe відбувається метаболічним шляхом. Здатність коренів відновлювати  $Fe^{3+}$  до  $Fe^{2+}$  є основою для поглинання цього катіону більшістю рослин, проте міграція Fe в тканинах рослин ускладнена [28].

Незважаючи на досить високий вміст Fe в організмі людини – 4,25 г [306], його відносять до есенційних мікроелементів. Залізо приймає участь в утворенні гемоглобіну та деяких ферментів, забезпечує перенесення кисню від легенів до тканин та органів [241]. Fe відіграє важливу роль у процесах виділення енергії, у ферментативних реакціях і в забезпеченні імунних функцій організму [319].

**Марганець (Mn).** Основним джерелом надходження Mn в організм є продукти харчування рослинного походження. Найбільші концентрації Mn зафіксовано в зернових (до 100 мг/кг), бобових і бульбових культурах, листових овочах (32–37 мг/кг) [306]. Загалом Mn не вважається забруднюючим ґрунт елементом. Проте токсичний вплив на рослини може чинити двохвалентний Mn за умови його високого вмісту у ґрунті при високій кислотності та анаеробних умовах.

Mn є найбільш доступним для рослин металом. Вміст Mn у ґрунті складає близько 0,085 %, при цьому розчинна форма становить 1–10 % загального вмісту. Середній вміст Mn у рослинах – 0,001 %. При рН ґрунту < 5,5 Mn знаходиться у розчинній формі, а при рН = 5,7 та рН = 7,5 перетворення  $Mn^{2+}$  у  $Mn^{4+}$  обмежує його рухливість у зв'язку з утворенням нерозчинних форм. За високої буферності ґрунтів рухливість  $Mn^{2+}$  зменшується, що обумовлено сумою обмінних основ (Ca і Mg) у ґрунтових кислотах орного шару [306]. На кислих ґрунтах від токсичності Mn може страждати картопля. Відносно толерантними до Mn культурами є жито, овес, цукровий буряк і боби. Середньою толерантністю володіє ячмінь, картопля. Найбільш чутливою до концентрацій рухомого Mn є капуста [5].

Поглинання Mn відбувається переважно в результаті метаболічних процесів. Оскільки Mn переноситься переважно в мериматичних тканинах, його значні концентрації спостерігаються, як правило, у молодому листі. Загалом розподіл Mn у рослині неоднорідний та залежить від характеру рослинної тканини та фази вегетації [146]. Забезпеченість рослинами Si знижує токсичність Mn для рослин. Mn перешкоджає поглинанню Fe і Ca рослинами, в той же час, додаткове внесення у ґрунт заліза може пригнічувати поглинання Mn [28]. Як показали результати наших досліджень, у рослинній продукції нерідко Mn за накопиченням посідає друге та третє місця (морква, капуста, буряк, томати, огірок, кабачок) після Fe, а в гарбузі цей метал взагалі є пріоритетним в акумулятивному ряді.

Марганець є есенційним елементом для нормального росту та розвитку живих організмів. Mn є компонентом цілої низки ферментів, бере участь у діяльності нервової системи, забезпечує стабільність структури клітинних мембран, стимулює розвиток з'єднувальної тканини, кісток, регулює обмін вітамінів С, Е і групи В [319].

**Цинк (Zn).** Середній вміст Zn в ґрунтах 0,005 %, причому на частку розчинної форми припадає не більше 1 % від загального вмісту. Найбільше рухомого Zn містять солонцюваті та солончакові ґрунти (0,0087–0,014 %), найменше – підзолисті (0,00185–0,00241 %), тоді як

чорноземи та сірі лісові ґрунти займають проміжне положення [56]. У рослинах міститься в середньому 0,0003 % цинку [306].

Цинк є більш розчинним елементом порівно з іншими важкими металами. Найбільш рухомою формою знаходження Zn в ґрунті вважається  $Zn^{2+}$  [146, 405]. Важливими факторами впливу на рухомість Zn в ґрунті є вміст глинистих мінералів, рН та вміст гумусу. З органічною речовиною Zn утворює стійкі сполуки, тому загалом Zn накопичується у ґрунтах із високим вмістом гумусу [329]. Найбільше Zn біологічно доступний в кислих легких мінеральних ґрунтах. Встановлено, що Zn сильніше, ніж Cu та Mn, перешкоджає поглинанню та переміщенню Fe. Обробка ґрунту цинком значно послаблює токсичну дію As [146]. Засвоєнню Zn перешкоджають Cu, Mn, Fe та Ca [306].

Біологічна роль Zn полягає в участі в нуклеїновому обміні, процесах транскрипції, стабілізації нуклеїнових кислот, синтезі білків і компонентів біологічних мембран, формуванні кісток, регенерації шкіри, секреції багатьох залоз і сприяє засвоєнню вітаміну А та Е. Цинк, як жодний інший мікроелемент, входить до складу більше 200 ферментів [188, 241, 306, 329]. Zn володіє слабкою фітотоксичністю, яка проявляється лише при суттєвому збільшенні його концентрацій у ґрунтовому розчині, адже більшість рослин володіють толерантністю до його підвищеного вмісту у ґрунті. Поява ознак токсичності Zn у рослин настає при вмісті в тканинах 300–500 мг/кг [5]. Токсичність Zn для тварин і людини загалом невелика, оскільки при надлишковому надходженні він не акумулюється, а виводиться з організму [306].

Причинами підвищеного вмісту Zn у ґрунті можуть бути як природні геохімічні аномалії, так і техногенне забруднення. Антропогенні джерела надходження Zn – кольорова металургія, агротехнічна діяльність, зрошення комунальними стічними водами. Якщо Zn надходить у довкілля у вигляді компонента атмосферного забруднення, більша його частина концентрується у надземній частині рослини (40 %). Тоді як рослини, що ростуть на забруднених цинком ґрунтах, переважно накопичують Zn у кореневій системі [146, 405].

**Мідь (Cu).** За даними О. П. Виноградова, загальна кількість Cu в ґрунті складає 0,002 %, причому на долю розчиненої форми припадає близько 1 % від цієї кількості [50]. Домінуючою рухомою формою є  $Cu^{2+}$ . Вміст Cu у рослинах, що вирости на дерново-підзолистому ґрунті значно вищий, ніж у рослинах на чорноземі. Мідь акумулюється у верхніх горизонтах ґрунтового профілю. У ґрунтах Cu є слабо мігруючим елементом, адже переважна більшість Cu у ґрунті зв'язана з оксидами Fe і Mn, гідроксидами Fe та Al. Крім того, гумінові кислоти

та фульвокислоти здатні створювати стійкі сполуки з Cu [5, 50, 341]. Забруднення ґрунту сполуками Cu є результатом використання добрив і пестицидів, які містять Cu, що підвищує концентрацію Cu у рослинах у 2–4 рази [251]. Антропогенними джерелами Cu є сільськогосподарські та побутові відходи, стічні води промислових підприємств, особливо кольорової металургії.

Cu досить слабо переходить у рослини. Збільшення концентрації у ґрунті Cu у 12 разів призводить до його накопичення у зерні, клубнях, соломі та листі максимум у 2 рази [5]. Природний вміст Cu у продуктах харчування складає 0,4–5,0 мг/кг [251]. Розподіл Cu в органах рослин досить мінливий. Більша частина міді залишається в тканинах коренів і листя до відмирання і лише малі концентрації Cu можуть мігрувати у молоді органи. У коренях Cu зв'язаний з клітинними стінками та досить малорухомий [146].

Мідь є біомікроелементом, що входить до складу ферментів (цитохромоксидаза, тирозиназа, аскорбіназа та ін.), гормонів, вітамінів, дихальних пігментів. Бере участі у процесах обміну речовин, тканинному диханні, підтримці нормальної структури кісток, еластичності судин та шкіри [306].

**Нікель (Ni)** вважається дуже небезпечним полютантом, який надходить у навколишнє середовище з викидами металооброблюючих підприємств, нікелевмісними сплавами та внаслідок спалювання вугілля і нафти. Антропогенне надходження Ni до ґрунту спричинене використанням осаду стічних вод на сільськогосподарських угіддях [146, 405]. Ni є малопоширеним елементом. Його вміст у земній корі не перевищує  $8,0 \cdot 10^{-3} \%$  [90]. Середній вміст Ni в ґрунтах становить 0,004 %, в рослинах –  $5 \cdot 10^{-5} \%$  [306].

Рухливість Ni у ґрунтовому профілі переважно залежить від кількості органічної речовини, вмісту аморфних оксидів, глинистої фракції та рівня рН. Вміст Ni у ґрунті значно залежить від типу ґрунтоутворюючих порід та їх гранулометричного складу. Найбільше Ni накопичують ультраосновні (1400–2000 мг/кг) та основні (200–1000 мг/кг) породи, тоді як осадові та кислі породи містять лише відповідно 5–90 та 5–15 мг/кг. Високі концентрації Ni характерні для важких глинистих і суглинстих ґрунтів [329].

Характер токсичного впливу Ni визначається співвідношенням вмісту Ni/Fe у рослині та ґрунті [146], адже іони Fe, так як і іони Co, Cu та Zn, інгібують абсорбцію Ni на 25–42 % [306]. Так, у дослідях на сої D. A. Cataldo та ін. встановили, що  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  та  $\text{Fe}^{2+}$  гальмують поглинання  $\text{Ni}^{2+}$  коренями та переніс його у стебла [377]. Токсичність

Ni для рослин проявляється частіше на кислих ґрунтах. Цей елемент досить добре переходить у рослини, тому його концентрації в рослинах можуть бути набагато більшими, ніж у ґрунтах, на яких вони проростають [5]. Різні типи рослин різняться за чутливістю до Ni. Так, токсичні рівні Ni у листках рослин (млн.<sup>-1</sup> сухої маси) становлять: рис – 20–25, ячмінь – 26, цитрусові – 55–140 [306].

Нікель активно поглинається коренями рослин. Незважаючи на те, що переніс і накопичення Ni метаболічно регулюється рослинами, цей метал є мобільним мікроелементом, що легко транспортується у ксилему та флоему та концентрується як в листках, так і в насінні та плодах [146, 450]. Як зазначають В. Л. Убугунов та В. К. Кашин, біологічна роль Ni полягає в участі в структурній організації та функціонуванні основних клітинних структур – ДНК, РНК і білків. Ni бере участь у гормональній регуляції організму [329].

**Свинець (Pb)** є основним токсичним елементом із групи важких металів, що обумовлено високим рівнем антропогенного забруднення довкілля. Pb є елементом з низькою біологічною доступністю. Вміст Pb у земній корі складає всього  $1,6 \cdot 10^{-3}$  % [90]. Природний вміст Pb у ґрунті залежить від материнської породи. У різних типах ґрунту він варіюється від 10 до 67 мг/кг. При концентрації в ґрунті 100–500 мг/кг Pb стає токсичним для рослин [146]. Рівень загального вмісту Pb в атмосферних опадах варіюється від 1 до 50 мкг/л, але у промислових районах може досягати 1000 мкг/л, що призводить до забруднення снігового покриву та ґрунту [90]. Середній вміст Pb у продуктах харчування рослинного походження становить 0,2 мг/кг, при цьому для фруктів цей показник складає 0,01–0,6 мг/кг, а для овочів – 0,02–1,6 мг/кг [251]. За даними ФАО, максимально допустиме надходження Pb в організм людини становить 0,42 мг/добу.

Серед важких металів Pb є найменш рухливим. Іони Pb, що надходять у ґрунт, швидко вступають у хімічні реакції, утворюючи важкорозчинні фосфати, сульфати, карбонати, хромати, гідрооксиди, а також поглинаються органічними та мінеральними колоїдами [5]. Накопичення Pb у поверхневому шарі ґрунту має важливе екологічне значення, оскільки цей елемент сильно впливає на біологічну активність ґрунту. Такі ґрунтові та рослинні фактори, як низький рН, низький вміст P у ґрунті, присутність органічних лігандів, сприяють поглинанню Pb коренями або переміщенню його в наземні частини рослини [146].

Свинець засвоюється рослинами головним чином через корені. Хоча вегетативна частина рослин незначно всмоктує сполуки свинцю,

вони адсорбуються на її поверхні та проявляють негативний місцевий ефект, а при споживанні зеленої маси травоядними тваринами потрапляють в їх організм [265]. F. S. Lima та ін. встановили пріоритетність накопичення Pb в овочах: морква > бамія > томат > баклажан > солодкий перець > зелена капуста > капуста > буряк [413]. Говорячи про видову чутливість до Pb, В. Л. Убугунов та В. К. Кашин зазначають, що найменш стійкими є злаки, а найстійкіші – бобові культури [329].

Розподіл Pb в органах рослин за максимальними показниками концентрації металу має такий вигляд: корінь > стебла > листя > їстівні частини [413]. Цей висновок підтверджує властивість Pb накопичуватися переважно в корінні. Метал рухається в корінь через апопласт, перетинаючи кору, і накопичується близько до ендодерми, яка діє як частковий бар'єр у транслокації Pb у надземні частини [443]. Висока концентрація Pb в коренях також може бути пов'язана з іммобілізацією цього елемента через нерозчинні органічні полімери, що присутні в кореневій тканині [406].

Свинець може знижувати рухомість у ґрунті інших металів, зокрема Mo та Cr, утворюючи з аніоном молібденової та хромової кислоти відповідно молібдат свинцю  $PbMoO_4$  та хромат свинцю [5]. Крім того, відмічено, що Zn та S затримують переніс Pb із коренів до наземної частини рослин. Проте в той же час, Pb стимулює засвоєння рослинами Cd. Високий вміст у ґрунті Ca та P знижує токсичність свинцю для рослин [146, 405]. Pb не належить до есенційних мікроелементів, його біологічна роль вивчена досить слабо.

Джерелами надходження Pb у навколишнє середовище є викиди металургійної та гірничо-видобувної промисловості, хімічного машинобудування, рудні відходи, проте основним джерелом надходження Pb в атмосферу є автотранспорт. При спалюванні етилованого бензину в навколишнє середовище надходить 80 % від усіх антропогенних викидів свинцю. У вихлопних газах Pb присутній в органічній та неорганічній формі, причому остання складає 70–75 %. Основними сполуками у викидах транспорту є оксиди та змішані галогеніди  $PbBrCl$  та  $PbBrClNH_4Cl$ , а у вже забрудненому повітрі переважає  $PbSO_4(NH_4)_2SO_4$ . Крім того, вихлопні гази містять незгорілі алкільні сполуки свинцю (тетраметилсвинець) [90].

**Алюміній (Al)** – третій (після кисню та кремнію) за поширеністю елемент у земній корі та перший серед металів. Він присутній у породах в кількості 0,45–10 %. Вміст Al в рослинах значно варіюється в залежності від ґрунтових та рослинних факторів. Середній вміст Al у

вищих рослинах складає близько 200 мг/кг сухої маси [146, 405]. Продукція рослинного походження містить 10–100 мг/кг Al [251]. Слід зазначити, що рослинні продукти містять у 50–100 разів більше Al, ніж продукти тваринного походження [319].

Висока доступність Al у кислих ґрунтах обумовлює його токсичність для рослин і зниження врожайності сільськогосподарських культур, адже надлишок Al перешкоджає поглинанню рослинами катіонів P, Ca, Mg, K та N. У свою чергу, фосфор є ефективним засобом зниження токсичності Al. Токсичні дію Al часто пов'язують із підвищеним вмістом Fe та Mn [146].

Джерелами підвищеного надходження Al у довкілля є атмосферні викиди та стічні води алюмінієвих, лакофарбових, гірничорудних, паперових, текстильних та інших промислових підприємств [306]. Істотну роль у забрудненні навколишнього середовища катіонами  $Al^{3+}$  відіграють кислотні дощі, які сприяють пониженню рН ґрунту. Алюміній, що міститься у ґрунті, зазвичай погано засвоюється рослинами, проте за підвищеної кислотності ґрунту його фітодоступність значно збільшується. В умовах інтенсивного техногенезу забруднення продуктів харчування рослинного походження надмірними концентраціями Al є небезпечним екологічним фактором, що потребує більш детального вивчення, саме тому у трофогеографічних дослідженнях особлива увага присвячена географічним особливостям накопичення Al у рослинах, хоча даний мікроелемент і не належить до важких металів.

Алюміній відіграє в організмі важливу фізіологічну роль, адже бере участь в утворенні фосфатних і білкових комплексів, процесах регенерації кісткової, сполучної та епітеліальної тканини, впливає на ферменти травлення [319]. Проте, за високих концентрацій Al стає високотоксичним елементом.

**Кобальт (Co).** У глинах і сланцях міститься  $2 \cdot 10^{-3}$  % Co, у пісковиках –  $3 \cdot 10^{-5}$  %, у вапняках –  $1 \cdot 10^{-5}$  %. Найбіднішими на Co є піщані ґрунти лісових районів. Концентрація Co у рослинах пасовищ і лук становить  $2,2\text{--}4,5 \cdot 10^{-5}$  % сухої речовини. Найвищий вміст Co в бобових та зернових культурах (0,02–0,1 мг/кг) та овочах (0,015–0,04 мг/кг), при цьому слід зазначити, що стійкість бобових рослин до накопичення Co вища, ніж злакових та овочевих [306].

Поглинання Co рослинами залежить від вмісту мобільних форм у ґрунті та концентрації у ґрунтовому розчині. Збагачення ґрунту цим елементом супроводжується підвищенням його концентрацій у рослинах. Co активно засвоюється листям через кутикулу. При



надлишковому поглинанні коренями рослин Со включається у транспіраційний потік, що призводить до накопичення металу в листі [146, 405]. Вапнування ґрунту, а також надлишок Fe та Mn знижує поглинання рослинами Со. Фосфор, навпаки, стимулює надходження Со до рослин [56]. Незважаючи на те, що у природних умовах вміст Со змінюється в широких межах, його токсичний вплив спостерігається відносно нечасто. Проте в умовах посиленого техногенезу можливе надлишкове надходження Со до рослин, які проростають поблизу підприємств металургійного комплексу.

Кобальту належить особливе місце серед мікроелементів, оскільки він є фізіологічно активним в організмі людини лише у формі ціанкобаламіну (вітамін B<sub>12</sub>), нестача якого викликає злоякісну анемію Аддісона-Бірмена [306]. Со бере участь у ферментативних процесах, синтезі гормонів, стимулює еритропоез [319].

**Хром (Cr)** є важливим елементом живлення рослин, що позитивно впливає на врожай сільськогосподарських культур. Кількість Cr у рослинах визначається вмістом його розчинних форм у ґрунті. Більша частина Cr у ґрунті присутня у вигляді Cr<sup>3+</sup>, який у кислому середовищі є інертним і недоступним для рослин. Проте Cr<sup>6+</sup> є досить нестабільним та легко мобілізується як у кислому, так і лужному середовищах [329]. Вміст Cr у кислих та осадових породах становить 2,5–3,5\*10<sup>-3</sup> % [306].

Доведено, що з усіх мікроелементів Cr<sup>3+</sup> є найменш токсичним, тоді як Cr<sup>6+</sup> є канцерогеном I класу небезпеки [251]. Легкорозчинний у ґрунті Cr<sup>6+</sup> у надмірних концентраціях токсичний для рослин і здатний до біоаккумуляції [146, 405]. За даними L. O. Tiffin хром транспортується в рослини у вигляді аніонних комплексів, які були виявлені в рослинних тканинах і соку ксилеми [437]. Як правило, найвищі концентрації Cr спостерігаються у коренях, а найменший вміст Cr характерний для зерен [146, 405]. Проте R. L. Chaney констатував, що трофічний ланцюг достатньо захищений від негативного впливу Cr ґрунтово-рослинним бар'єром. Основна маса Cr (92–95 %) затримується коренями і лише незначна його частина транспортується до наземних органів [378].

Біологічна роль Cr полягає у взаємодії з інсуліном у процесі вуглеводного обміну, участі у функціонуванні нуклеїнових кислот і щитовидної залози, ліпідному обміні, регуляції синтезу жирів, регуляції роботи серцевого м'яза та функціонуванні кровоносних судин. Cr сприяє виведенню з організму токсинів, солей важких металів [251, 306, 319, 329].

Основними антропогенними джерелами надходження Cr є промислові викиди – виробництво та переробка ферохромату, виготовлення вогнетривких матеріалів, фарб, закріплювачів у текстильній промисловості, спалювання вугілля, хромування сталі, викиди цементних заводів, відвали залізохромових шлаків, нафтопереробні заводи, підприємства чорної та кольорової металургії, використання у сільському господарстві осаду стічних вод та мінеральних добрив [90].

**Кадмій (Cd).** Головним фактором, що визначає вміст Cd у ґрунтах, є хімічний склад материнської породи. Концентрація Cd у ґрунтовому розчині є відносно низькою 0,2–6 мкг/л, тоді як більші показники можуть свідчити про забруднення ґрунту [146, 405]. Середній вміст Cd в рослинному матеріалі складає від 0,2 до 0,8 мг/кг [5].

Біологічну доступність Cd із ґрунтового розчину визначають процеси адсорбції металу органічною речовиною та оксидами Fe та Mn. Проте, як відзначає В. Б. Ільїн у ґрунтах, сильно забруднених Cd, оксиди заліза та марганцю не відіграють ключову роль у закріпленні Cd, що зумовлює високу міграційну здатність елемента в ландшафті та його фітодоступність [139]. Активність Cd у будь-якому типі ґрунту залежить від pH, причому найбільш рухомих Cd є при інтервалі pH = 4,5–5,5 [146]. Підкислення ґрунту, зокрема у результаті випадіння кислотних опадів, сприяє переходу Cd до ґрунтового розчину: при pH = 6–8 у ґрунтовому розчині міститься 1–3 % металу від його валового вмісту в ґрунті, при pH = 4–6 – до 10 %, а при pH = 3–4 – до 70 % [139].

Cd поглинається рослинами у формі металоорганічних сполук як через кореневу систему, так і шляхом адсорбції поверхнею вегетативної частини [265]. Локалізується головним чином у коренях, у меншій мірі – у вузлах стебла та листі [146]. На відміну від інших металів, Cd може активно накопичуватись у генеративних органах [5]. Досить велика кількість Cd концентрується у протеїновій фракції рослин, що є дуже важливим при вирішенні проблеми якості рослинної продукції [146]. За чуттєвістю до кадмію Ю. В. Алексєєв виділяє наступний ряд рослин: томати < овес < салат < лугові трави < морква < редиска < квасоля < горох < шпинат [5]. Такі елементи, як Zn, Cu, Ca, K, N, Al, здатні пригнічувати поглинання рослинами Cd. В той же час, для Zn кадмій може виступати як антагоніст, перешкоджаючи його надходженню до рослин [146, 405].

Головним джерелом забруднення ґрунту кадмієм вважається атмосферне повітря (аеральне надходження), що містить викиди

підприємств кольорової металургії та теплоелектростанцій. Значний внесок у забруднення Cd робить зрошення ґрунтовими водами, тверді побутові відходи, виробництво ракетної та атомної техніки, полімерів, металокераміки та фосфатні добрива, що підтверджується рядом оглядових робіт [382, 401, 422, 438, 447].

Фізіологічна роль Cd вивчена недостатньо. Він входить до складу білка металотіонеїну, який зв'язує та транспортує важкі метали. Також Cd активує декілька цинкозалежних ферментів – триптофаноксигеназу, карбоксипептидазу та ін. [306, 319]. Сполуки Cd є надзвичайно токсичними.

На підставі вище сказаного можна стверджувати, що важкі метали є небезпечним екологічним фактором, оскільки вони є дуже стійкими в навколишньому середовищі – не розкладаються біологічно, термостабільні та можуть легко накопичуватись до токсичних рівнів. Техногенне привнесення важких металів у довкілля, яке за умов інтенсифікації антропогенної діяльності набуває глобальних масштабів, сьогодні стає самостійною науковою проблемою. Тому зараз на перше місце виходить питання екологічного нормування їх вмісту в різних компонентах екосистем, у тому числі рослинних організмах.

## **2.3 Трофогеографічні аспекти механізмів формування мікроелементного складу рослинної харчової продукції**

### ***2.3.1 Ґрунтове надходження мікроелементів до рослин.***

Основним джерелом надходження хімічних елементів до рослинних культур є середовище їх живлення. Оскільки розвиток переважної більшості рослин одночасно проходить у двох середовищах – ґрунті та нижньому шарі атмосфери, для них характерними є два типи живлення – кореневе та позакореневе [108, 200].

В. А. Ковда підкреслює, що 60–70 % кореневої системи переважної більшості рослин зосереджено у верхньому 30–50 см шарі ґрунту. У приповерхневому шарі (0–20 см), як правило, концентруються важкі метали у формі обмінних іонів у складі комплексів гумусових речовин, карбонатів, оксидів та гідроксидів Al, Fe та Mn, що перешкоджають міграції важких металів вниз по ґрунтовому профілю [160, 161]. У ґрунтовому розчині важкі метали доступні рослинам у формі водорозчинних сполук та іонообмінних катіонів металів. Частка водорозчинної форми невелика, проте при сильному забрудненні

абсолютна кількість водорозчинних важких металів стає самостійним екологічно небезпечним фактором [139].

Поглинання мікроелементів коренями може бути пасивним (неметаболічним) та активним (метаболічним). Пасивне поглинання відбувається шляхом дифузії іонів із ґрунтового розчину в ендодерму коренів (осмос) за градієнтом концентрацій. Активне поглинання направлене проти хімічного градієнта та забезпечується за допомогою активного метаболічного переносу хімічних елементів, катіонного обміну, піноцитозу переносу всередині клітини хілатоутворюючими речовинами та іншими агентами-переносниками [5, 139, 146, 147, 332, 405].

Активне поглинання є свідченням здатності рослин вибірково поглинати хімічні елементи, на що вказує варіація їх коефіцієнту біологічного поглинання. Проте, явище вибіркового живлення не є абсолютним, адже співвідношення активного та пасивного механізмів поглинання хімічних елементів значно залежить від їх концентрації у ґрунті [332, 391]. Як зазначає Ю. В. Алексєєв, явище селективного поглинання має місце лише у разі живлення із урівноважених ґрунтових розчинів із низькою концентрацією мінеральних речовин [5]. Тому при наявності у довкіллі високих концентрацій полютантів відбувається порушення іонної рівноваги, що значною мірою подавляє процеси регуляції, стимулюючи неметаболічне дифузне проникнення забруднюючих речовин.

**2.3.2 Аеральне надходження мікроелементів до рослин.** У результаті антропогенного забруднення атмосфери зростає ризик надходження токсичних елементів до рослин разом із атмосферними опадами та в результаті осідання із повітря на листову поверхню, стебла та плоди пилу, що містить металовмісні частинки. Так, за дослідженнями Дугласа П. Орморда, забруднення рослинності Cd, Pb, Ni та Zn у промислових і приміських районах відбувається в основному за рахунок осадження цих елементів з атмосфери [112].

У складі аерозолів і пилу сполуки хімічних елементів, у тому числі важких металів, осідають на листову поверхню та утримуються у вигляді осаду, причому певна їх частина може бути вимитою разом із дощовими опадами [163]. Різні хімічні елементи відзначаються різною інтенсивністю вимивання. Pb легко змивається з листової поверхні з дощовою водою, тому цей елемент присутній в основному у вигляді осаду пилу. Тоді як слабке змивання Cu, Zn та Cd вказує на значне проникнення цих металів до листової поверхні [146, 403, 412].

Фоліарне (листове) поглинання складається з 2 фаз: неметаболічне надходження через кутикулу, що розглядається як головний шлях надходження хімічних елементів з атмосфери, та метаболічне перенесення іонів через плазматичні мембрани та протопласт клітин, тобто їх накопичення протилежно до градієнтів концентрації [146, 332, 407]. Іони хімічних елементів проникають у листя шляхом обмінної іонної адсорбції через кутикулу, продихи та клітинні стінки листової поверхні [4, 146, 395]. Крім того, катіони (радіоактивний кальцій, залізо) проникають до листка швидше, ніж аніони (сульфати, фосфати) [4]. Більшість аерозольних частинок промислового походження мають діаметр менше 1 мкм, а діаметр продихових отворів 5–30 мкм, що робить можливим проникнення через продихи.

Інтенсивність фоліарного надходження хімічних елементів залежить від анатомічних особливостей листків [332]. В. Godzik зазначає, що значна опушеність і шорхуватість листової поверхні підвищує інтенсивність міграції важких металів [393]. Видові особливості будови та біохімічного складу кутикули та епідерми листя також диференціює різні рослини за активністю накопичення хімічних елементів [426]. Поглинуті листовою поверхнею солі мікроелементів можуть мігрувати в інші органи рослини, де може відбуватись їх акумуляція. При цьому швидкість транслокації мікроелементів змінюється залежно від хімічної природи самого елемента, органу рослини та її віку [332]. Як зазначає А. Кабата-Пендіас, Cd, Zn та Pb, поглинуті надземною частиною рослини, не можуть швидко мігрувати до коренів, тоді як Cu є дуже рухливим [146].

В аеральному надходженні забруднюючих речовин велику роль відіграє відстань до джерела забруднення. В. Б. Ільїн вважає, що частка зовнішнього (аерального) забруднення зменшується при віддаленні від джерела забруднення [139]. Н. Vetter приводить дані, які свідчать, що осідання викидів свинцево-цинкового заводу, що містили Zn, Pb та Cd, на лучні трави закінчувалось на відстані 3 км [444]. Проте А. Кабата-Пендіас зазначає, що підвищені концентрації важких металів у лучних травах були зафіксовані на відстані до 10 км від джерела забруднення [146]. Boehncke (1977) виявив високі концентрації Cd на відстані 12,6 км від індустріального комплексу [за 139]. Це свідчить про те, що на переніс та осідання забруднюючих речовин домінуючий вплив чинить не лише відстань від джерела забруднення, але й характер циркуляції повітряних мас приземного шару атмосфери.

Оскільки прямої залежності між концентраціями хімічних елементів у навколишньому середовищі та рослинах, як правило, не

існує, точно визначити конкретний внесок кореневого та фоліарного (листового) надходження у збільшення вмісту важких металів у рослинних тканинах неможливо [332].

**2.3.3 Накопичення та розподіл мікроелементів у рослинному організмі.** Академік О. П. Виноградов зазначав, що основним чинником, який визначає концентрацію хімічних елементів у живому організмі, є природа та властивості самого елементу з урахуванням його розчинності та вмісту у компонентах довкілля. Вказуючи на відмінності між значним вмістом Al, Si та Ti у земній корі та їх незначними концентраціями у рослинах, вчений пояснив вибірккову біодоступність хімічних елементів формою їх знаходження у довкіллі. Адже елементи, які, незважаючи на їх високі кларки концентрації у компонентах природи, входять до складу важкорозчинних сполук, мало засвоюються рослинами, тоді як мікроелементи, що здатні утворювати водорозчинні сполуки, завдяки високій рухливості у біосфері легко концентруються у рослинах [49, 50].

Важливим фактором біодоступності є атомна маса елемента. Так, при збільшенні атомної маси металу його поглинання рослиною стає більшим і коефіцієнт переходу до рослини буде більшим. Досліди S. Uchida та співавторів показують, що за умови інтенсивного забруднення навколишнього середовища для Cd з більш високою атомною масою коефіцієнт переходу становить 1–10 і можливість надходження з ґрунту до рослин дуже висока, тоді як Ni володіє значно меншою атомною масою, тому коефіцієнт переходу до рослини стає 0,01–0,1 і рухливість іонів дуже низька [440].

Здатність різних рослин поглинати хімічні елементи досить мінлива. Проте відмічаються певні тенденції. Такі елементи, як Cd, V, Br, Cs, Rb, досить легко поглинаються рослинами, тоді як Ba, Ti, Zr, Sc, Bi, Ga, Se лише слабо доступні рослинам [146, 147, 332, 405]. Підкреслюючи селективність біологічного захвату, Б. Б. Полинов вводить коефіцієнт, який характеризує інтенсивність поглинання на основі співвідношення вмісту елемента в попелі рослин до його вмісту у ґрунті чи гірській породі [280]. Пізніше О. І. Перельман назвав цей показник коефіцієнтом біологічного поглинання (аккумуляції) –  $A_x$  (або  $K_6$ ), виділивши на основі варіації його значень 4 групи елементів:

- елементи енергійного накопичення ( $K_6 > 10$ , може сягати і більше 100) – P, S, Cl, Br, I;
- елементи сильного накопичення ( $K_6 = 1–10$ ) – K, Ca, Mg, Sr, V, Zn, Se;

- елементи слабкого накопичення та середнього захвату ( $K_6 = 1-0,01$ ) – Mn, F, Ba, N, Cu, Co, Pb, Sn, Mo, As, Ag, Hg, Ra);
- елементи слабкого та дуже слабкого захвату ( $K_6 < 0,01$ ) – Si, Fe, Al, Li, Ti, Cr, Ta, Be, Cd, Nb) [273].

Слід зазначити, що дана класифікація є достовірною лише за умови відсутності антропогенного навантаження. У випадку забруднення навколишнього середовища вміст рухомих форм хімічних елементів у ґрунті може значно зростати, тому інтенсивність міграції іонів до рослинного організму може збільшуватись.

Накопичення хімічних елементів у різних органах рослин залежить від того, яку участь вони відіграють у їх фізіологічних процесах або входять до складу їх органо-мінеральних сполук. Н. В. Прохорова наводить класифікацію Д. А. Сабініна, за якою хімічні елементи поділяються на 2 групи: базипетальні (вміст елементів зменшується від листя до стебла та коренів) та акропетальні (максимальний вміст елементів у коренях та стеблах, мінімальний – у листі) [295].

Провідна система рослин (ксилема та флоема) забезпечує різні шляхи транспорту метаболітів і води з розчиненими солями. Ю. В. Алексєєв зазначає, що у вегетативні частини рослин іони металів проникають переважно апоплазматичним шляхом, тоді як у репродуктивні органи – симплазматичним. Тому наявність двох шляхів переміщення елементів визначає різні рівні вмісту важких металів в органах рослинного організму, на основі чого можна виділити пріоритетний ряд їх накопичення у рослині: корені > стебла та листки > насіння > клубні > коренеплоди. Проте, слід зазначити, що вміст важких металів у коренеплодах буде залежати від об'єму провідних судин ксилеми, по якій важкі метали з транспіраційним потоком апоплазматичним шляхом здатні проникати до коренеплодів. Тому часто вміст хімічних елементів у коренеплодах співставляють з їх концентраціями у стеблах і листі [5].

Надходження важких металів із ґрунту до клубенів буде мінімальним, оскільки клубні не мають провідних пучків ксилеми. Їх забруднення переважно обумовлене дифузією через шкіряний покрив, що контактує із забрудненим ґрунтом. Вивчаючи вміст важких металів у картоплі, J. Bruggemann із співавторами встановили, що забруднення клубенів Pb відбувається завдяки дифузії з ґрунту, тому майже весь Pb затримується у шкірці. Тоді як Zn, Cd та частково Ni потрапляють у клубні симплазматичним шляхом через флоему разом із органічними сполуками, що надходять із листя [за 5]. Дослідження Г. О. Гармаш показали, що томати та картопля, вирощені на забрудненому ґрунті,

містять менші концентрації важких металів, ніж коренеплоди – морква та редиска [63].

Інтенсивність процесу поглинання мікроелементів залежить від фізіологічних особливостей рослин – їх виду, морфологічної будови та стадії розвитку [162, 175, 279, 332, 408, 448]. О. О. Беус та ін. відзначали, що коренева система різних видів рослин має різну ємність поглинання. Так, злаки мають меншу ємність поглинання, ніж бобові культури, а картопля займає проміжне положення [24]. На підтвердження цьому наведемо результати дослідження М. В. Ларіонова, який зазначає, що зернові культури (озима та яра пшениця, жито, ячмінь, овес) володіють найменшою металоакумулятивною здатністю, тоді як бобові культури (горох, люцерна) активно асимілюють Pb, Ni та Cr [175].

J. R. Miller та ін., а також R. Lacatusu та ін. виявили, що концентрація Pb в салаті вища, ніж у цибулі та моркві, та припустили, що величина накопичення металів залежить від фізіологічних властивостей городньої культури [409, 396]. L. Yu та співавтори встановили, що, як правило, листові овочі (капуста, шпинат і пекінська капуста) накопичують більше Cd, Pb, Cu, Zn та As, порівняно з нелистовими овочами (огірок, гарбуз, баклажан і стручковий перець), що вирости на зрошуваних річковою водою ґрунтах [448]. Інтенсивніше забруднення листових овочів відбувається завдяки більш високому рівню транслокації та транспірації порівняно з іншими видами овочів, у яких процес переходу металів від коріння до стебла, а потім до плодів довший, що зменшує накопичення важких металів [400].

Видові відмінності відіграють значну роль і при накопиченні хімічних елементів грибами, які належать до окремого царства живих організмів. Як показують дослідження Л. В. Бурової основним фактором що впливає на ступінь концентрації важких металів, є належність грибів до певної екологічної групи: сапротрофів, симбіотрофів чи ксилофітів, а для грибів-симбіотрофів – ще й глибина локалізації міцелію у ґрунті. Залежно від цього фактору процес акумуляції важких металів у грибах різних видів має певні відмінності [36]. Наші дослідження такі висновки підтверджують [226].

Крім того, на концентрацію хімічних елементів у грибах може впливати хімічний склад лісової підстилки та ґрунту. О. П. Виноградов зазначає, що опад листя та хвої вносить до ґрунту цілу гамму рідкісних і розсіяних елементів, поглинутих із глибоких підґрунтових шарів породи коренями дерев [50]. Виходячи з того, що основні характеристики лісових підстилок і ґрунтів дуже мінливі, а у різних



видів грибів міцелій може знаходитися на різній глибині та формуватися у різних типах лісорослинних умов, постає необхідність поглибленого вивчення даного питання.

Різну толерантність до поглинання важких металів мають не лише рослини різних сімей та видів, але й різні сорти одного виду. Підтвердженням цьому є роботи U. Wallace S.C. Anderson, які досліджували різні сорти пшениці, а також T. D. Hinesly та ін. (1982), які вивчали різні гібриди кукурудзи [за 139].

Вміст надлишкових концентрацій важких металів у масі рослин може суттєво варіюватись протягом вегетативного періоду та стадії розвитку. Як показують дослідження Vetter H. та V. Glavac et al., вміст важких металів, а саме Pb та Cd, у рослинах був найменший у літній період, тоді як навесні та восени їх концентрації значно збільшувались [444]. В. Б. Ільїн пояснює це неспівпадінням темпів приросту біомаси із надходженням металів із ґрунту [139]. О. О. Беус та ін. відзначали, що молоді частини рослин характеризуються найбільш енергійним поглинанням мінеральних речовин [24]. Як вважає Ф. Аустенфельд, вміст важких металів у плодах мінімальний, тому що репродуктивна фаза настає відносно пізно, тому плоди піддаються впливу надлишкових концентрацій протягом меншого часу, ніж вегетативні органи [за 139].

Оскільки для переважної більшості сільськогосподарських культур саме органи запасання асимілянтів входять у харчовий раціон, їх відносна захищеність від надходження надлишку важких металів при певному їх вмісті у ґрунті у деякій мірі гарантує збереження санітарно-гігієнічної чистоти та екологічної безпеки рослинної продукції [139]. Тому у разі потенційного забруднення ґрунту безпечніше вирощувати культури, в яких в їжу людиною використовуються органи запасання асимілянтів.

**2.3.4 Механізми забезпечення толерантності рослин до токсичної дії надлишкових концентрацій важких металів у навколишньому середовищі.** Здатність органів запасання асимілянтів найменше накопичувати токсичні елементи також можна пояснити тим, що у рослин існує цілий ряд захисних механізмів, що затримують і блокують поглинання та накопичення токсичних концентрацій елементів, забезпечуючи їх детоксикацію та загальну толерантність рослини до стресу.

Н. Л. Пастухова класифікує захисні механізми рослин у дві групи:

- обмеження надходження металів у рослини та цитозоль;

- зміни метаболізму клітин, спрямовані на зниження токсичної дії металів та їх виведення із організму рослини [267].

Т. В. Чиркова [345] приводить схематичний аналіз механізмів захисту рослин до важких металів (рис. 2.1). Згідно з рис. 2.1, стратегії толерантності рослин можна розділити на превентивну (недопущення дії фактора, у даному випадку накопичення важких металів) та детоксикуючу (обмеження його дії) [345].

Шкідливі речовини у значній мірі затримуються уже в коренях. Частина полютантів, що проникає у наземні органи, затримується вегетативною масою рослин і слабо проникає у органи запасання асимілянтів і плоди. Це є дуже важливим із точки зору вживання екологічно безпечної рослинної продукції в їжу та попередження негативного впливу на здоров'я населення [4].

Обмеження надмірного надходження мікроелементів до рослин О. Л. Ковалевський пояснював наявністю системи бар'єрно-безбар'єрного накопичення, що забезпечує селективне поглинання іонів [156]. О. Ф. Титов та ін. зазначав, що «...коренева система є потужним бар'єром на шляху транспорту важких металів у надземні органи рослин. При цьому, бар'єр апоплазматичного транспорту включає в себе шар клітин протодерми із прилеглими клітинами меристеми та ендодерму, а бар'єр симплазматичного транспорту складають клітини центральної частини апікальної меристеми» [332, с. 16]. Крім кореневого, для рослинного організму виділяють ще два фізіологічні бар'єри зв'язування важких металів: на межі корінь – стебло та стебло – суцвіття [139, 161, 332].

Здатність кореневої системи затримувати надлишкову кількість важких металів обумовлена сукупною дією морфологічних структур і хімічних реакцій неспецифічної природи, до яких відносять поясок Каспарі, обмінна ємність коренів, численні органічні сполуки, які утворюють із важкими металами малорухомі сполуки, вакуольні депо [139]. Ефективним прикладом біохімічних реакцій неспецифічної природи є зв'язування іонів металів органічними кислотами та тіолами в цитоплазмі з наступним виведенням утворених комплексів у вакуолі [267]. О. С. Соболев вказує на те, що при надлишковому надходженні Cd рослини починають активно продукувати амінокислоти, які переводять Cd у нетоксичну форму або синтезують спеціальний білок – металіонін, що зв'язує Cd [за 139].

Крім того, корені рослин здатні виділяти органічні речовини (зокрема, оцтову та щавлеву кислоту, амінокислоти), які обмежують фітодоступність металів. Так, зв'язування  $Cd^{2+}$  слизом, що продукували



**Рис. 2.1. Механізм стійкості рослин до важких металів [345]**

корені кукурудзи, знижувало його концентрацію в плазмалемі [421]. Ці механізми сприяють механічному затриманню важких металів, їх адсорбції на стінках клітин, зменшенню їх рухомості чи ізоляції. Крім того, як один із захисних механізмів регуляції вмісту мікроелементів у рослинах Л. Г. Бондарев розглядає виділення певних токсичних елементів при транспірації. Так, разом із транспіраційною вологою в атмосферу виділяються не лише рухомі мігранти – Cl, Na, K, але й важкі метали – Zn, Pb та Hg [33].

Отже, рослини здатні зберігати життєдіяльність в умовах надлишку токсичних елементів у навколишньому середовищі завдяки таким механізмам толерантності, як вибіркове поглинання іонів хімічних елементів та зміна характеру метаболізму шляхом акумуляції певних іонів у нерозчинних формах у різних органах та органелах; знижена проникність мембран у результаті їх структурних та функціональних змін (поясок Каспарі та ін.); видалення іонів із рослини при транспірації, соковиділенні, скиданні листя та ін.

## **2.4 Географічні фактори формування мікроелементного складу рослинної продукції**

**2.4.1 Природні фактори формування мікроелементного складу рослинної продукції.** Процеси формування якості рослинної продукції визначаються цілим комплексом взаємопов'язаних природних і соціально-економічних (антропогенних) факторів, які проявляються у певних закономірностях поглинання, міграції та акумуляції хімічних елементів у рослинному організмі. Для розуміння процесів формування хімічного складу рослинної продукції необхідно мати чітке уявлення про роль географічних умов міграції та перерозподілу хімічних елементів у компонентах довкілля. Без сумніву, у даному випадку необхідно враховувати як природні, так і соціально-економічні особливості та характеристики території, на якій була вирощена дана продукція.

Природні фактори, що впливають на розподіл хімічних елементів у компонентах довкілля і формування хімічного складу рослин, можуть бути представлені геолого-геоморфологічними та клімато-гідрологічними умовами, а також диференціацією ґрунтового покриву території. Безумовно, неможливо не розглядати і комплексні

ландшафтні характеристики та геохімічні показники, які відображають взаємозв'язок природних компонентів [220].

До природних джерел важких металів, у першу чергу, відносять гірські породи, на продуктах вивітрювання яких формується ґрунтовий покрив [50, 146, 160]. Як зазначає В. А. Ковда, первинним резервуаром важких металів є літосфера, а саме верхня мантія, базальти та граніти, тоді як осадові породи та жива речовина уже відіграють другорядну роль [160]. У земній корі важкі метали локалізуються у певних групах мінералів, причому кількість мінералів, у складі яких містяться важкі метали, варіює від 16 (Hg) до 200 (Pb, Cu) [332]. При вивітрюванні корінних гірських порід іони важких металів можуть включатись у склад глинистих мінералів, гідроксидів та оксидів полуторних елементів ґрунтоутворюючих порід, зв'язуватись органічною речовиною ґрунту, а також надходити у повітря, поверхневі та підземні води.

Материнські породи різного гранулометричного складу можуть суттєво відрізнятись за концентраціями важких металів. Говорячи про роль гранулометричного складу ґрунту у міграції хімічних елементів, Ю. В. Алексєєв відзначає, що адсорбуюча здатність ґрунту збільшується зі зменшенням розміру частинок мінеральної фракції [5]. Так, суглинисті та глинисті породи містять досить високі концентрації важких металів, тоді як піщані та супіщані – значно менші [139, 159, 160, 294–296].

Відповідно до закономірностей міграції та акумуляції в різних геохімічних ландшафтах важкі метали переходять із ґрунтоутворюючих порід у ґрунти [296]. Ґрунт є геохімічним акумулятором забруднень техногенного походження, своєрідним бар'єром, що контролює міжкомпонентну і міжсистемну міграцію хімічних елементів і сполук. Ґрунтові фактори можуть вибірково збільшувати або знижувати надходження хімічних елементів до рослин. Як зазначає А. Кабата-Пендіас, «...найбільш важливі характеристики ґрунтів, які можуть визначати доступність елементів, можна узагальнити наступним чином: рН та окисно-відновний потенціал, гранулометричний склад, кількісний та якісний склад органічної речовини, мінеральний склад, температура та водний режим» [147, с. 18]. Відомо, що на накопичення мікроелементів у ґрунті впливає рН ґрунту. Найбільшу рухливість, як відзначає О. І. Перельман, важкі метали проявляють у кислих ґрунтах, тому що в таких умовах слабо розчинні окисли важких металів переходять в іонну форму, яка, в свою чергу, легко засвоюється рослинним організмом [273].

За даними В. Б. Ільїна, група пріоритетних важких металів – Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, Co – володіють значною рухливістю в кислому середовищі та стають інертними при зміні реакції середовища на більш лужну, тоді як Hg здатний мігрувати за широкого діапазону рН. Збільшення рН від 5,6 до 7,2 знижує біодоступність Co вдвічі, проте Mo, V та W стають більш рухливими у лужному середовищі [139]. Р. Н. Dowdy вважає, що кислотність водної суспензії ґрунту  $\text{pH} = 5,5$  здатна забезпечити малу рухомість важких металів та гігієнічну чистоту будь-якої із сільськогосподарських культур [384]. Г. В. Добровольський приводить ряд зменшення рухливості хімічних елементів у кислому середовищі при низьких рН субстрату, що відповідно відображається на їх біодоступності:  $\text{Mn} > \text{Co} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{P} > \text{Fe} > \text{B} > \text{M} > \text{K} > \text{N} > \text{Mo}$  [108].

Як відомо, існує прямо пропорційна залежність між доступністю важких металів і вмістом органічної речовини у ґрунті [332, 373]. Закріплення у ґрунті мобільних форм важких металів гумусними речовинами відбувається в результаті утворення солей з органічними кислотами, адсорбції іонів на поверхні органічних колоїдних систем або утворення комплексів із гумусовими кислотами, які є малодоступними для рослин [139]. Загалом комплексні сполуки металів нестійкі та легко руйнуються у ґрунті під впливом різних факторів, зокрема мікробіологічної діяльності. Ю. В. Алексєєв приводить наступний ряд стабільності комплексних сполук металів:  $\text{Hg}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Co}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Fe}^{2+} > \text{Mn}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$  [5]. Як відзначає В. Б. Ільїн, Pb та Cu здатні створювати більш стійкі комплекси, ніж Zn та Cd [139].

Численні дослідження геохіміків, зокрема О. П. Виноградова [49–51], О. І. Перельмана [273, 274], М. А. Глазовської [73–76], С. М. Касимова [274], Л. Л. Малишевої [179], В. М. Гуцуляка [87–89] та ін. свідчать, що на перерозподіл важких металів у природних компонентах впливає характер рельєфу та ступінь горизонтального та вертикального розчленування території (річкові долини, водорозділи, борово-терасові комплекси, яружно-балкова мережа), які визначають характер поверхневого стоку та міграцію мікроелементів.

Як пише В. В. Добровольський, мікроелементи виносяться з поверхневим стоком із вододілу та високих терас у долини річок і заплави, внаслідок чого відбувається диференціація мікроелементів. У заплавах затримуються важкі метали, а більш рухливі мікроелементи (Sr, B, Li, F) мігрують разом із поверхневими водами [105]. Таким чином, як зазначає В. М. Гуцуляк, ландшафти високих терас і вододілів

є найбільш стійкими до забруднення завдяки своїй відносній автономності [88].

Слід відзначити, що накопичення полютантів у певних ландшафтних комплексах залежить від інтенсивності їх розсіювання водними потоками. Підкреслюючи роль швидкості водних потоків у міграції мікроелементів, М. В. Ларіонов та ін. зазначають, що «...на вододілах залишаються у відносно великих концентраціях F, Cu, Zn, Cd, ... тоді як у ґрунтовому покриві схилів акумулюється в основному Hg, меншою мірою – Pb» [175, с. 111-112]. Таким чином, разом із поверхневим стоком відбувається перенесення рухомих, найбільш небезпечних у трофогеографічному аспекті, форм важких металів та їх акумуляція або розсіювання у знижених формах рельєфу – долинних і балково-долинних. В. М. Гуцуляк відзначає, що заплави та низькі тераси є більш вразливими до антропогенного впливу, оскільки «...їх забруднення посилюється як атмосферними випаданнями, так і за рахунок мігрантів із природно-техногенних комплексів, розташованих вище» [88, с. 116].

Міграційні потоки ґрунтових і поверхневих вод, спрямовані до русла річок і днищ долин і балок, сприяють осіданню та акумуляції в намулах значної кількості хімічних елементів. Крім того, розміщення у долинних формах рельєфу на терасових комплексах промислових підприємств, які є потужним джерелом атмосферних викидів, є небажаним, оскільки для цих ландшафтів характерні штильові погодні умови, інверсійно-теплові явища та часті тумани [88]. В цілому слід зауважити, що оскільки характер рельєфу визначає поверхневий стік і водну та атмосферну міграцію зважених частинок, то геоморфологічні умови території є важливим фактором у перерозподілі хімічних елементів.

Вплив клімато-гідрологічних особливостей на розподіл важких металів у ґрунтах та рослинності підтверджують наукові розробки геохіміків [50, 88, 158, 160, 179, 273, 274], в яких стверджується, що хімічне вивітрювання мінералів здійснюється лише у водному середовищі та за участі води. При цьому слід відзначити, що геохімічний зв'язок усіх природних компонентів – ґрунтоутворюючих порід, ґрунтів, поверхневих і ґрунтових вод, рослинності – здійснюється шляхом водної міграції елементів [105]. Як зазначає В. М. Гуцуляк, ґрунтові та поверхневі води є важливим геохімічним агентом і фактором техногенної міграції елементів, оскільки вони найбільш повно відображають еколого-геохімічні властивості та техногенні модифікації антропогенних ландшафтів [88]. Водні об'єкти відіграють

роль природного геохімічного бар'єру. М. В. Ларіонов підкреслює, що донні відклади водойм і водотоків знаходяться на шляху транзитних стоків, тому є відображенням рівня вмісту металів у ґрунтах [175]. У зв'язку з цим, гідрологічні особливості місцевості як важливий географічний фактор впливають на формування хімічного складу ґрунтів і рослинної продукції.

Оцінюючи вплив кліматичних факторів на перерозподіл хімічних елементів у ґрунтах і рослинності, слід враховувати зональні, а зональні та мікрокліматичні особливості територій, температурний, вологісний та вітровий режими (засухи, суховії), кількість опадів, показники освітленості рослин при їх вирощуванні, які регулюють процеси поглинання мікроелементів. Зокрема, за штилю, особливо у туманні дні, орографічні особливості території сприяють осадженню аерозолів у геосистемах найнижчого гіпсометричного рівня (заплавах річок і балках) [179].

Важливим природним фактором, який визначає особливості накопичення важких металів у продукції рослинного походження, виступає кількість опадів за вегетаційний період. О. І. Перельман зазначає, що у посушливі роки відбувається інтенсивне накопичення Fe, а у вологі – Mn, Cu і Mo [274]. О. Ф. Титов та ін. підкреслюють, що вміст важких металів у опадах визначається цілою низкою факторів: дисперсністю аерозольних частинок, інтенсивністю їх надходження в атмосферу та розчинністю хімічних сполук [332]. Крім того, опади впливають на біологічну доступність мікроелементів. Зокрема, дощові опади мають підвищену кислотність ( $\text{pH} = 4,25\text{--}5$ ) [125], що збільшує рухомість деяких важких металів, присутніх у їх складі.

Дослідження снігового покриву дають можливість визначити ареали забруднення довкілля важкими металами при вивченні аеральних шляхів надходження хімічних елементів до рослинної продукції. П. В. Єлпатьєвський розглядав сніговий покрив як природний планшет-накопичувач аерозольних надходжень забруднюючих речовин [125]. Акумулятивні та індикаційні властивості снігового покриву, який є депонуючим середовищем, визначають його здатність зберігати та накопичувати хімічні речовини, які надходять на його поверхню з атмосфери [40, 304, 328], що дозволяє проводити інтегральні оцінки забруднення територій за тривалий період часу. Під час танення забрудненого снігу утворюється поверхневий стік, завдяки якому забруднюючі речовини транспортуються у поверхневі водойми, частково просочуються в ґрунт і потрапляють у ґрунтові води. Це сприяє акумуляції хімічних речовин у різних компонентах довкілля [293].



Оскільки міграція хімічних елементів у природних компонентах, у тому числі рослинах, є результатом комплексного впливу цілої низки факторів, то формування якості рослинної продукції необхідно розглядати в аспекті ландшафтних умов, в яких вона вирощувалась. Будучи комплексним утворенням, ландшафти є ареною міжкомпонентної міграції хімічних елементів, відображаючи вплив як природних, так і антропогенних факторів. Як зазначає В. М. Гуцуляк, характер поширення природних і техногенних геохімічних аномалій значною мірою зумовлений ландшафтними умовами території [88]. Л. Л. Малишева підкреслює, що ландшафтно-морфологічна структура є своєрідним орографічним бар'єром на шляху латеральної міграції хімічних елементів [179].

Оскільки для природних і техногенних геохімічних потоків характерне розсіювання, акумуляція та трансформація у природних компонентах навколишнього середовища, які є елементами ландшафтних систем [81–83, 87, 88, 97, 99, 100, 179], геохімічні підходи до вивчення міграції мікроелементів набувають особливого значення у вирішенні проблеми якості рослинної продукції. Як зазначено в роботі Л. Л. Малишевої, у геохімії ландшафту будь-які територіальні одиниці вивчаються з точки зору їх хімічного складу, фізико-хімічних особливостей та міграції елементів між природними компонентами та ландшафтно-геохімічними системами [179]. Тому у наших дослідженнях процеси міжтериторіального обміну хімічних елементів розглядаються як потенційних фактор впливу на формування безпеки рослинної продукції.

Важливу роль у геохімічних підходах при поясненні процесів перерозподілу хімічних елементів відіграє поняття «геохімічного бар'єру», який може мати як природне, так і техногенне походження. Накопичення важких металів у гумусових горизонтах чи їх вертикальна або радіальна міграція вниз по ґрунтовому профілю визначається характером та положенням у ґрунті тих чи інших геохімічних бар'єрів [296]. Концентрація елементів на геохімічних бар'єрах пов'язана із окисно-відновною та кислотно-лужною зональністю і, як наслідок, зональним типом ґрунтів. Саме тому для ґрунтів різних природно-кліматичних зон характерні різні геохімічні бар'єри чи їх поєднання [274]. Цей факт ще раз підкреслює географічність проблеми міграції надлишкових концентрацій важких металів до рослинної продукції.

Невід'ємною частиною природних та антропогенних ландшафтів і важливою ланкою біогеохімічного кругообігу речовин є рослинний покрив [296], який певною мірою також можна вважати своєрідним

геохімічним бар'єром. Рослинні організми відіграють значну роль у міграції та перерозподілі хімічних елементів по ґрунтовому профілю, поглинаючи певні хімічні сполуки та виключаючи їх із геохімічного потоку шляхом накопичення в певних органах. Як підкреслює В. М. Гольдшмідт, рослина є своєрідним насосом, що перекачує розсіяні метали із продуктів вивітрювання у верхні горизонти земної поверхні [77].

Акумулюючи певні концентрації хімічних елементів, рослини відображають у своєму хімічному складі неоднорідність земної поверхні, підкреслюючи територіальний розподіл геохімічних аномалій. Біологічна реакція рослин на різні умови живлення внаслідок підвищених чи знижених концентрацій тих чи інших хімічних елементів лежить в основі виділення біогеохімічних провінцій [49, 50, 158]. В. В. Ковальський вважав, що взаємодія геохімічних чинників довкілля та живих організмів здійснюється у послідовних ланках біогеохімічного харчового ланцюга (ґрунтові породи – ґрунти – мікроорганізми – вода – повітря – рослини – тварини – людина) [158]. Тому мінливість біогеохімічних харчових ланцюгів, в яких можливе зниження концентрацій одних елементів і накопичення інших, має бути основним критерієм біогеохімічного районування.

**2.4.2 Соціально-економічні фактори формування мікроелементного складу рослинної продукції.** Соціально-економічні (антропогенні) фактори впливу представлені сферою виробничої та невиробничої діяльності людини, яка визначає певний статус екологічної ситуації та характер сталого розвитку конкретного регіону. Цей фактор може бути охарактеризований такими показниками, як інгредієнтний склад викидів і скидів підприємств, наявність регіональних техногенних аномалій, депонування ґрунтами техногенних хімічних елементів, хімічний склад зрошувальних вод та ін. [220, 247].

Антропогенна діяльність, як уже відмічалось раніше, є потужним фактором впливу на процеси накопичення та перерозподілу мікроелементів у компонентах ландшафту. Як зазначає В. М. Гуцуляк, у результаті складної взаємодії природних та антропогенних компонентів і елементів формуються специфічні ландшафтно-антропогенні комплекси різного таксономічного рангу – урболандшафти, агроландшафти, дорожні ландшафти та ін. [88]. При цьому, як підкреслює Г. І. Денисик, сільськогосподарські ландшафти (агроландшафти) є найбільш розповсюдженими серед антропогенних

комплексів, оскільки існують вже близько 12-ти тисячоліть, протягом яких людина займається землеробством [97].

Антропогенне перетворення геосистем дістало належне висвітлення у працях П. Г. Шищенка [80, 350], Г. І. Денисика [97–101], В. М. Гуцуляка [87, 88], Ф. М. Мількова [192], К. А. Позаченюк [278] та ін. Інтенсифікація техногенезу призвела до докорінної зміни всіх компонентів ландшафту, в тому числі літоморфних (рельєф, геологічний фундамент) та ґрунтових. Проте, найбільшій трансформації зазнали біоценози, що призвело до порушення біогенної міграції хімічних елементів [88]. Включаючись у природні цикли міграції, антропогенні потоки важких металів призводять до швидкого розповсюдження забруднюючих речовин у природних компонентах урбо- та агроландшафтів [329], що призводить до розширення техногенних ореолів забруднення. Л. Л. Малишева зазначає, що в результаті техногенезу не лише змінюються природні концентрації хімічних елементів, але й з'являються невластиві для природи сполуки, відбувається вплив на кислотно-лужні умови середовища, тобто змінюються параметри «сталого» і «рухомого» геохімічного фону [179].

Техногенне привнесення важких металів у біосферу пов'язане з різноманітними джерелами: підприємствами кольорової та чорної металургії, металопереробною, гірничовидобувною, хімічною промисловістю, теплоелектростанціями, спалюванням різноманітних відходів, автотранспортом [5, 29, 90, 138, 139, 201, 245, 247, 296, 329, 332]. В умовах посиленого техногенезу пріоритетність антропогенного надходження важких металів у довкілля значно зростає. Так, за даними В. Л. Убугунова та В. К. Кашина, вклад техногенного Pb становить 94–97 % (решта – природні джерела), Cd – 84–89 %, Cu – 56–87 %, Ni – 66–75 %, Hg – 58 % [329].

Вчені виявили, що у зонах впливу промислових об'єктів рослинна продукція підвергається постійному негативному впливу через атмосферне забруднення, що призводить до зниженні врожайності на 4–44 % [313], а також через забруднений ґрунтовий покрив. У ґрунтах найбільш потужні потоки важких металів формуються навколо підприємств чорної та кольорової металургії, причому до 95 % металів потрапляє до ґрунту у вигляді техногенного пилу (сухого осаду) [296] і лише 15–20 % – з атмосферними опадами [59, 296, 332]. Цей факт підтверджує необхідність вивчення компонентного складу пилу та атмосферного повітря як джерела надходження мікроелементів до рослин, що певним чином знаходить відображення у даних трофогеографічних дослідженнях [210, 227].

Важливу роль у антропогенному надходженні важких металів відіграють агротехнічні заходи: внесення добрив, застосування засобів захисту рослин і зрошення [5, 14, 16, 29, 146, 264, 296, 332, 333, 404, 405]. Характеристика основних сільськогосподарських джерел надходження до ґрунту токсичних елементів подана в табл. 2.7.

Таблиця 2.7

**Сільськогосподарські джерела забруднення ґрунтів  
токсичними хімічними елементами [264]**

Хім. елем	Надходження забруднюючих речовин, мг/кг сухого ґрунту					
	при зрошенні	з фосфатними добривами	при вапнуванні	з азотними добривами	з органічними добривами	з пестицидами
As	2-26	2-1200	0,1-24	2,2-120	3-25	22-60
Cd	2-1500	0,1-170	0,04-0,1	0,05-8,5	0,3-0,8	-
Co	2-260	1-12	0,4-3	5,4-12	0,3-24	-
Cr	20-40600	66-245	10-15	3,2-19	25,2-55	-
Cu	50-3300	1-300	2-125	1-15	2-60	15-50
F	2-7	8500-38000	300-740	-	-	18-45
Hg	0,1-55	0,01-1,2	0,05	0,3-2,9	0,09-0,2	0,8-42
Mn	60-3900	40-2000	40-1200	-	30-550	-
Mo	1-40	0,1-60	0,1-15	1-7	0,05-3	-
Ni	16-5300	7-38	10-20	7-34	7,8-30	-
Se	2-9	0,5-25	0,08-0,1	-	2,4	-
Pb	50-3000	7-225	20-1250	2-27	-	15-60
Sn	40-700	3-19	0,5-4	1,4-16	-	-
Zn	700-49000	50-1450	10-450	1-42	-	1,3-25

Як видно з табл. 2.7, мінеральні та органічні добрива є вагомим джерелом Cd, Pb, Zn, Mn, As та інших токсичних елементів. Крім того, довготривале застосування зрошення збільшує вміст у ґрунті Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, Cd та Hg.

Автотранспорт також є одним із головних джерел техногенного забруднення рослинного покриву важкими металами [59, 60, 88, 98]. Зокрема, 60–70 % від усіх викидів в атмосферу Pb пов'язано із спалюванням бензинового пального [115, 332]. Крім Pb із вихлопними газами автотранспорту в довкілля надходить Cd, Co, Cr, Cu, Zn, Fe, Mo та Sr [90, 332]. Автомобільне походження надлишкових концентрацій Pb, Cu, Zn, Cd у ґрунтах та рослинах у межах 50 м приавтомагістральної смуги підтверджують результати досліджень І. М. Волошина зі

співавторами [60]. Як зазначає Н. Савіцкене та ін., при викидах від автомобільного транспорту відбувається забруднення придорожньої смуги шириною 50–100 м, рідше – 300 м. Основна кількість забруднювачів осідає на ґрунт в межах перших 10–15 м і концентрується в шарі 0–10 см [310].

Отже, поблизу транспортних магістралей формується антропогенно змінений дорожній тип ландшафту зі своїми специфічними особливостями геохімічної міграції. Г. І. Денисик визначає дорожні ландшафти як складні природно-антропогенні системи «лінійного поширення» зі специфічним геохімічним навантаженням, функціонування яких зумовлено рухом транспорту [98]. Взаємодіючи з навколишнім середовищем, дорожні геосистеми утворюють складні парадинамічні системи та сприяють виникненню техногенних геохімічних аномалій [343]. Адже, як зазначає В. М. Гуцуляк, у результаті автотранспортного забруднення у придорожніх зонах спостерігаються найбільш сильна зміна концентрацій хімічних елементів у компонентах природи [88]. Тому, оскільки для досить великої частки населених пунктів України характерним є розміщення присадибних ділянок поблизу транспортних артерій, це підвищує екологічну небезпечність вирощеної на них продукції.

Таким чином, якість рослинної продукції є прямим наслідком екологічного стану не тільки окремих компонентів ландшафту, але і його окремих морфологічних частин, впливу не тільки природних, але і соціально-економічних умов. Стає очевидним, що вплив природних факторів на якість рослинної продукції значною мірою нівелюється пресингом антропогенних чинників. Тому виділення регіонів із екологічно сприятливими чи несприятливими умовами для вирощування рослинної продукції на присадибних ділянках та пошук шляхів зниження впливу техногенного забруднення на екологічну безпеку ґрунтів і продуктів харчування сьогодні є актуальними та соціально значимими.

## РОЗДІЛ 3

### МЕТОДОЛОГІЧНА ОСНОВА ТРОФОГЕОГРАФІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 3.1 Аналітичні дослідження у трофогеографії

Трофогеографічні дослідження формування якості харчової продукції рослинного походження базувались на загальнонаукових (діалектичний, системний, інформаційний та ін.) і конкретно-наукових підходах. Методологічною основою при вивченні особливостей акумуляції забруднюючих речовин у рослинній продукції служив конструктивно-географічний підхід, у контексті якого екологічна безпека та хімічний склад рослинної продукції розглядаються як результат комплексного впливу природних і соціально-економічних (антропогенних) факторів. Крім того, при трофогеографічних дослідженнях широко застосовувався біогеохімічний підхід, який за Л. Л. Малишевою «...дозволяє на основі встановлення хімічних взаємозв'язків між живою і неживою природою визначити залежність формування хімічного складу організмів та рослин від особливостей геохімічного середовища» [179, с. 18]. Також в якості методологічної основи було використано ландшафтно-геохімічний та еколого-геохімічний підходи, що дозволяють врахувати комплексність і системність міграції мікроелементів до рослин.

Трофогеографічні дослідження проводились у традиційні 4 етапи: підготовчий, польовий, аналітичний та камеральний [209].

На підготовчому етапі за допомогою методу історичного аналізу було досліджено стан вивчення питання поліелементного забруднення харчової рослинної продукції щоденного вжитку та досліджено історію формування трофогеографічних знань як на теренах пострадянського простору, так і світовому науковому поприщі. У ході досліджень було простежено рівень відображення питання контролю екологічної безпеки рослинної продукції та ґрунтів у законах, нормативно-правових актах та стандартах України.

Крім того, підготовчий етап досліджень полягав у вивченні та систематизації наукової та науково-методичної літератури, монографій, статей та публікацій, довідкових джерел, присвячених проблематиці екологічної безпеки рослинної продукції та міграції мікроелементів, а також зборі та узагальненні картографічних матеріалів, опрацюванні атласів і фондів матеріалів різноманітних організацій та установ, що

місяць відомості стосовно екологічного стану територій та природних компонентів – геолого-геоморфологічних, клімато-гідрологічних характеристик, ґрунтового покриву території досліджуваних регіонів та інформацію щодо потенційних об'єктів забруднення.

Аналіз літературних джерел дозволив з'ясувати особливості надходження хімічних елементів до рослин, на основі чого були встановлені географічні аспекти формування якості рослинної продукції. Це визначило подальшу направленість даних трофогеографічних досліджень, а саме їх спрямування на виявлення ролі природних і соціально-економічних (антропогенних) факторів у формуванні екологічної безпеки рослинних продуктів харчування.

*Польовий етап* досліджень полягав у закладенні екологічних полігонів і тестових ділянок та проведенні відбору зразків рослинної продукції, ґрунту, атмосферних опадів, роси та пилу. Під час польових досліджень використовувався метод екологічних полігонів за І. М. Волошиним [59], який полягає у закладенні дослідних майданчиків (тест-ділянок) на приватних присадибних городніх і садових ділянках, які максимально точно відображають умови міграції хімічних елементів досліджуваної території, тобто є репрезентативними. Площа тестових майданчиків коливалась залежно від розміру досліджуваної присадибної ділянки (в середньому 0,15–0,6 га).

Зазначимо, що домінуюча частина експериментальних досліджень була зосереджена на території Харківського регіону. Тому Харківський екологічний полігон було обрано в якості модельного для виявлення особливостей формування рівня забруднення рослинної продукції під впливом природних і соціально-економічних (антропогенних) факторів. В інших випадках проведення експерименту закладались тестові ділянки.

Для простеження субглобальних географічних особливостей розподілу мікроелементів у рослинній продукції були закладені експериментальні майданчики на території 17 країн світу у межах 4 географічних поясів: помірного, субтропічного, тропічного та субекваторіального. Для виявлення регіональних особливостей накопичення хімічних елементів у культурних рослинах тестові ділянки закладались у різних природних зонах України – лісовій, лісостеповій, степовій, а також у Карпатському та Кримському регіонах. Найбільша кількість тест-ділянок була закладена у межах Лівобережно-Дніпровського фізико-географічного краю лісостепової природної зони. Загалом у ході трофогеографічних досліджень було закладено 1 172 тестові ділянки в межах Північної півкулі (рис. 3.1).





**Рис. 3.1. Карта-схема розташування екологічних полігонів і тестових ділянок у межах різних географічних поясів Північної півкулі**



Дослідні майданчики закладались у межах різних геосистем, у тому числі урбогеосистем різного ієрархічного рівня, та у межах різних типів ландшафту (вододіли, долини річок, яружно-балкові системи). На екологічних полігонах і тест-ділянках проводились загально-географічні дослідження компонентів ландшафту: рельєфу, ґрунтового покриву, клімато-гідрологічних характеристик та рослинного покриву. Загально-географічні дослідження проводились відповідно до рекомендацій К. І. Геренчука та ін. [69].

Для дослідження впливу антропогенних факторів на процеси формування хімічного складу рослинної продукції закладались тестові майданчики з урахуванням впливу різних джерел забруднення: умовно чисті полігони та тест-ділянки (на природоохоронних територіях), екологічні полігони та тест-ділянки з транспортним навантаженням у межах дорожніх геосистем, полігони та тест-ділянки з переважанням промислового забруднення, а також екологічні полігони та тест-ділянки у межах урбогеосистем та агрогеосистем. Для виявлення інтенсивності впливу антропогенного фактора дослідні майданчики закладались на різних відстанях від потенційного джерела забруднення по осі переносу повітряних мас відповідно до рози вітрів за переважаючим напрямком розсіювання викидів. Зокрема у межах урбогеосистем закладались експериментальні ділянки на території промислових і житлових зон міста, а також у межах приміських територій, а для придорожніх ландшафтів досліджувались придорожні смуги шириною близько 500 м, причому пробовідбір проводився на різних відстанях від автомагістралі.

Крім загально-географічних досліджень у межах екологічних полігонів і тест-ділянок проводився відбір зразків ґрунту та вирощеної на ньому рослинної (овочі, фрукти, ягоди, горіхи, лікарські трави) та мікологічної (гриби) продукції. В окремих випадках на деяких тестових ділянках для дослідження впливу певних факторів на особливості локальної геохімічної міграції проводився відбір зразків пилу, роси, атмосферних опадів (дощова вода та сніг), а також зразків поверхневих і підземних вод (у випадку зрошення).

Пробовідбір ґрунту проводився відповідно до встановлених вимог стандартів згідно з ГОСТ 17.4.3.01-83 [263], ГОСТ 17.4.4.02-84 [262], ДСТУ 4287: 2004 [365] та методичних рекомендацій [185]. Зразки ґрунту відбирались з 5 точок методом конверту приблизною вагою по 150–200 г. Проби відбирались з орного шару ґрунту на глибину 0–30 см. Саме в цьому шарі, як уже зазначалось, зосереджується основна маса коренів рослин і концентрується переважна більшість важких металів у формі обмінних іонів у складі комплексів гумусових речовин,

карбонатів, оксидів і гідроксидів Al, Fe та Mn. На деяких тест-майданчиках з метою виявлення перерозподілу хімічних елементів відбір зразків ґрунту проводився на різній глибині ґрунтового профілю (до 1 м). З відібраних точкових проб робили об'єднану пробу, з якої за допомогою методу квартування відбирали пробу вагою 500 г.

Паралельно із зразками ґрунту відбирались зразки рослинної продукції, вирощеної на ньому. Відбір зразків рослинної продукції проводився відповідно до методичних рекомендацій [186], діючих нормативних документів і стандартів: ДСТУ ISO 874–2002 [338] та ГОСТ 24027.0–80 [317].

Відбір рослинних проб проводився вранці після зникнення роси до настання спеки. Для формування змішаної проби використовувався метод проходу по діагоналі ділянки з відбором через рівні проміжки. Відбиралась репрезентативна рослинна продукція (без ознак захворювання, механічних пошкоджень та без ознак відставання або випередження у розвитку). При пробовідборі уникали добір рослин з крайніх борозен, що мають іншу площу живлення, у порівнянні з іншими рослинами. Вага середньої рослинної проби складала 500–700 г. Для більш детального дослідження особливостей розподілу мікроелементів по рослинному організмі у деяких випадках було проведено пробовідбір різних частин рослин (коренева система, коренеплоди, листя, стебла, наземні соковиті плоди). Зразки ґрунту та рослинної продукції поміщали в поліетиленові чи паперові пакети з двома етикетками (зовні та всередині) із зазначенням номеру проби, дати та адреси місця відбору.

У випадку зрошення сільськогосподарських культур проводився відбір зразків зрошувальних поверхневих чи ґрунтових вод. Відбір зразків поверхневих вод проводився згідно з ГОСТ 17.1.5.05–85 [260] та СЭВ Унифицированные методы исследования качества вод [331], а ґрунтових – згідно з СТ СЭВ 4285–84 [54] та СЭВ Унифицированные методы исследования качества вод [331]. Зразки води відбирались у старанно вимиті і висушені поліетиленові ємкості, об'ємом 2 дм<sup>3</sup>. Перед відбором проби посуд був кілька разів промитий досліджуваною водою. Проби зберігались у темряві при температурі (4±2) °С не більше 72 год та не підлягалися консервуванню хімічними речовинами.

Відбір проб атмосферних опадів (дощової води та снігу) проводився відповідно до вимог ГОСТ 17.1.5.05–85 [260], проби роси відбирали згідно зі стандартизованою методикою [331]. Зразки снігового покриву відбирались методом конверту з поверхні площею

10 м<sup>2</sup> з різних рівнів залягання снігового покриву. Для проведення хімічного аналізу сніг було розтоплено. Зразки дощових опадів відбирались у пластмасові чи скляні ємкості, що мають поверхню для збору не менше 0,5 м у діаметрі, безпосередньо під час дощу, починаючи з перших крапель. Для транспортування проби дощової та талої снігової води переливались у старанно вимиті та висушені поліетиленові ємкості об'ємом 2 дм<sup>3</sup>. Консервуванню проби не підлягались. Проби досліджувалися на вміст металів атомно-абсорбційним методом та вміст органічних сполук методами титрування та колориметрії одразу ж у день відбору.

Зразки пилу відбиралися згідно стандартних методик за вимогами ГОСТ 17.2.3.01–86 [259] та РД 52.04.186–89 [307] із атмосферного повітря у межах екологічних полігонів та тест-майданчиків на території присадибних ділянок, на яких вирощувалась досліджувана рослинна продукція. Пробовідбір пилу проводився на висоті 1,5 м від поверхні землі за ясної безвітряної погоди за допомогою фільтрів АФА-ХА електроаспіраційним методом. Об'єм протягнутого повітря складав 1000 л. У пробах визначався вміст пилу гравіметричним методом та вміст сполук металів у визначеній наважці атомно-абсорбційним методом.

*Аналітичний етап* досліджень полягав у проведенні лабораторного аналізу відібраних зразків на вміст хімічних елементів методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. Аналітичні дослідження проводились згідно з атестованими методиками у навчально-дослідній лабораторії аналітичних екологічних досліджень у структурі екологічного факультету ХНУ імені В. Н. Каразіна.

З метою виявлення особливостей транслокації та накопичення хімічних елементів у досліджуваних зразках ґрунту, рослинної продукції, атмосферних опадів, роси, пилу та зрошувальної води визначався вміст рухомих форм таких пріоритетних металів: Cu, Co, Fe, Ni, Cd, Zn, Mn, Pb, Cr, Al. Крім того, на початкових етапах дисертаційної роботи було проведено декілька експериментів щодо визначення валового вмісту Si, Fe, Mn, B, P, Ni, Al, Mo, Ti, V, Sn, Sr, Cu, Na, Zn, Ca, Ag, K, Mg, Pb, F, Ga у деяких зразках ґрунту та рослинної продукції.

Аналітичні дослідження проходили у два етапи: проведення підготовки проб до аналізу та безпосередньо хімічний аналіз проб методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії на атомно-абсорбційному спектрофотометрі ААС–115 ПК [209]. Підготовка зразків ґрунту до аналізу проводилась відповідно до методичних

рекомендацій [185] та стандарту ГОСТ 17.4.4.02–84 [262]. Відібрані зразки ґрунту просушували, розтирали у ступці, звільняли від сторонніх домішок і пропускали крізь сито з діаметром отворів 1 мм. Наприкінці з отриманого зразка відібрали наважку вагою 20 г для проведення подальшого хімічного аналізу. Вміст рухомих форм мікроелементів у ґрунті визначався згідно з ДСТУ 4770.1:2007 – ДСТУ 4770.9:2007 у буферній амонійно-ацетатній витяжці ( $\text{pH} = 4,8$ ) [356–364]. Витяжку готували у попередньо підготовленій скляній колбі об'ємом  $150 \text{ см}^3$  за методом М. К. Крупського та А. М. Александрової [за 184] шляхом додавання до 10 г ґрунту амонійно-ацетатного буферного розчину з  $\text{pH} = 4,8$  у кількості  $50 \text{ см}^3$  (співвідношення ґрунт-розчин 1 : 5). Суміш струшували на ротаторі протягом години та відстоювали 12 год. Потім пропускали через складчастий фільтр у гостований скляний посуд. В отриманій ґрунтовій витяжці визначали концентрації металів.

Підготовка зразків рослинної продукції проводилась згідно з вимогами методичних рекомендацій [184] та діючих стандартів: для харчової рослинної продукції – ГОСТ 26929–94 [316], для лікарських трав – ГОСТ 24027.0–80 [317]. Вміст хімічних елементів у рослинних пробах визначався відповідно до вимог ГОСТ 30178–96 [315]. Сирий рослинний матеріал розкладали рівним шаром на кальці або пергаменті та висувували у добре провітрюваних приміщеннях або в сушильних шафах при температурі  $30\text{--}40^\circ\text{C}$ . Після висушування рослинні зразки звільнялись від сторонніх домішок та ретельно подрібнювались. Потім із подрібненого матеріалу відбиралась середня проба вагою  $50\text{--}100 \text{ г}$  для озолення (мінералізації). Мінералізацію зразків рослинного матеріалу проводили методом сухого озолення за ГОСТ 26929–94 [316].

Тиглі перед дослідженням пропалювали у муфельній печі при температурі  $525 \pm 25^\circ\text{C}$  протягом 2 год. Потім охолоджували в ексікаторі та попередньо зважували на технохімічних вагах 2-го класу точності. Цей процес повторювали до досягнення постійної маси тигля. У тигель поміщали  $50 \text{ г}$  досліджуваної проби з похибкою зважування  $\pm 0,1 \text{ г}$  без ущільнення для того, щоб у нижні шари надходив кисень із повітря. Пробою наповнювали не більше половини тиглю. Потім його поміщали в холодну піч та збільшували температуру до  $200\text{--}250^\circ\text{C}$  до появи диму. По припиненню виділення диму температуру печі доводили до  $525 \pm 25^\circ\text{C}$  та проводили пропалювання проби протягом 3 год. Відсутність частинок вугілля вказувала на повне озолення матеріалу.

Попіл змочували кількома краплями бідистильованої води, потім дозатором або бюветкою до золи додавали по  $10\text{--}15 \text{ см}^3$  азотної

кислоти, розбавленої у співвідношенні 1 : 1, закривали тигель часовим склом і нагрівали на електроплиті до кипіння або тримали на кип'ячій водяній бані протягом 30 хв., не допускаючи розбризкування залишку. Вміст тигля фільтрували в мірну колбу місткістю 50 см<sup>3</sup> через фільтр «біла стрічка». Фільтр попередньо промивали розбавленим розчином HNO<sub>3</sub>. Тигель та фільтр декілька разів промивали гарячою бідистильованою водою, доводячи об'єм розчину до помітки. Вміст колби перемішували та залишали на добу для відстоювання. Після відстоювання розчини використовували для аналізу.

Хімічний аналіз зразків проводився на атомно-абсорбційному спектрофотометрі ААС-115 ПК відповідно до методичних рекомендацій [184, 185]. Значна частина вимірювань дублювалася на приладі ПУ-1 (полярограф універсальний) та на атомно-абсорбційному спектрографі «Shumatcu» (виробник Німеччина), причому розбіжність паралельних досліджень не перевищувала 10 %.

Сучасна атомно-абсорбційна спектрофотометрія є багатоелементним, високочутливим методом, що дозволяє визначити елементи з концентрацією  $10^{-6}$ – $10^{-10}$  моль/л, що дозволяє провести аналіз без попереднього концентрування елемента. Основна перевага цього методу полягає у високій селективності, простоті проведення вимірювань і визначення великої кількості різних елементів із одного розчину без розділення [126]. На даний час атомно-абсорбційна спектрофотометрія дозволяє визначити до 70 хімічних елементів (переважно металів): Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Al, Ca, Mg, Co, Cr, Cd, Hg, As, Se та ін. [184].

Метод атомної абсорбції ґрунтується на використанні здатності вільних атомів певних елементів селективно поглинати резонансне випромінювання хвиль даної довжини у дуже вузькій області спектру, чим і пояснюється висока вибірковість та специфічність методу. Атомізація та дисоціація елементів досягається вприскуванням розчину досліджуваного елемента в полум'я, де відбувається перехід іонів у стан атомного пару. Більшість атомів у полум'ї знаходиться в енергетичному стані, в якому вони можуть поглинати резонансне випромінювання з відповідною довжиною хвилі, яке створюється лампою з порожнистим катодом, виготовленим із елемента, що визначається. Поглинання випромінювання обчислюється монохроматором, який ізолює дану лінію від інших ліній спектру та фіксується реєструючим обладнанням. Для визначення концентрації металу в розчині будують градувальний графік, який відображає прямолінійну залежність щільності розчину від вмісту атомів

досліджуваного елементна. По мірі збільшення концентрацій елемента крива градувального графіка схиляється до осі абсцис [184].

До загальних недоліків атомно-абсорбційного методу відносять необхідність переводу проби у розчин, використання складних і дорогих приладів і підведення газів (у полуменовому варіанті атомізації – ацетилену та інертних газів для електрохімічної атомізації) [126].

*Камеральний етап* досліджень полягав у систематизації та аналізі інформації, отриманої на попередніх етапах. Базовими методами досліджень на цьому етапі були порівняльно-географічний, картографічний та статистичний.

Порівняльно-географічний метод використовувався при порівнянні актуальних концентрації хімічних елементів у природних компонентах з фоновими та нормативно допустимими значеннями (для ґрунту – СанПіН 3210-85 [291], для рослинних харчових продуктів – СанПіН 42-123-4089-86 [290] та [182, 185], для зрошувальної води – ДСТУ 2730-94 [355], ВНД 33-5.5-02-97 [354], СанПіН 4630–88 [312], для атмосферного пилу – ДСП-201-97 [103]). Крім того, даний метод був покладений в основу при аналізі графіків, таблиць та порівнянні географічних особливостей розподілу хімічних елементів у рослинній продукції, вирощеній в різних регіонах та в різних природних і соціально-економічних умовах.

В якості найбільш інформативних для візуалізації виявлених закономірностей накопичення хімічних елементів у рослинній продукції були використані методи побудови акумулятивних рядів, рядів біологічного поглинання, а також розрахунок коефіцієнта біоаккумуляції (біогеохімічної рухливості), коефіцієнта концентрації та показників географічного фону, який було виконано на базі комп'ютерної програми Microsoft Exel 2007.

Акумулятивний ряд (за І. М. Волошиним [59] – абсорбційно-аккумулятивний ряд) – це ранжування досліджуваних хімічних елементів за їх максимальним значенням вмісту у природному компоненті. Побудова акумулятивних рядів дозволила визначити пріоритетність накопичення того чи іншого мікроелемента у ґрунті та рослинній продукції. Ряд біологічного поглинання (РБП) за Б. Б. Полиновим представляє собою ранжований ряд елементів за інтенсивністю біологічного поглинання [179, 280].

Коефіцієнти біоаккумуляції та концентрації були розраховані за загальноприйнятими методиками. Коефіцієнт концентрації ( $K_c$ ) розраховувався за методикою, запропонованою О. Є. Ферсманом [334], В. М. Гуцуляком [88], Л. Л. Малишевою [179], І. М. Волошиним [59], як

відношення концентрації певного хімічного елемента в досліджуваному об'єкті ( $C_i$ ) до його фонових концентрації в еталонній системі ( $C_{i\phi}$ ):

$$K_c = \frac{C_i}{C_{i\phi}}, \quad (3.1)$$

де  $C_i$  – концентрація певного хімічного елемента в досліджуваному об'єкті (у даному випадку – у ґрунтах і рослинній продукції);

$C_{i\phi}$  – фонові концентрації хімічного елемента [59, 88, 179, 334].

Слід зазначити, що при розрахунку коефіцієнта концентрації ( $K_c$ ) у якості фонових значень для рослинної продукції було використано розраховані у ході трофогеографічних досліджень показники географічного фону. Розрахунок географічного фону проводився на основі двох загальноприйнятих методів: кларкового методу (розрахунок середнього вмісту хімічного елемента у компонентах природного середовища (у даному випадку – рослинної продукції та ґрунту) з вилученням із генеральної сукупності критичних значень [7, 61, 106, 139]) та методу, запропонованого І. М. Волошиним [59] (розрахунок середнього значення вмісту хімічного елемента у вибірці 5 мінімальних показників для кожного виду рослинної продукції та ґрунту). За методикою І. М. Волошина географічний фон для рослинної продукції розраховувався за формулою:

$$C_{xm} = \frac{\sum \min n_1 + \dots + n_5}{5}, \quad (3.2)$$

де  $C_{xm}$  – середня місцева фонові величина вмісту хімічних елементів у ґрунті чи рослинній продукції;

$\sum \min n_1 + \dots + n_5 / 5$  – середнє значення із суми 5 мінімальних величин концентрацій хімічних елементів [59].

Підкреслимо, що Л. Л. Малишева виділяє сталий та рухомий фон, причому сталий геохімічний фон відбиває геохімічний тип геосистем, а рухомий – клас геосистем [179]. Тому, враховуючи ієрархічні рівні різних геосистем, було виділено локальний географічний фон, який відповідно до територіальної прив'язки є сталим, а також регіональний та субглобальний географічний фон, які є рухомими в залежності від специфічних особливостей регіонів дослідження.

Як варіант коефіцієнта біологічного поглинання було розраховано коефіцієнт біогеохімічної рухливості ( $B_x$ ) за М. С. Касимовим [274] як

відношення вмісту хімічного елемента у сухій масі рослин до його рухомих форм у ґрунті:

$$B_x = \frac{C_{\text{росл.}}}{C_{\text{(рух.) ґрунт}}}, \quad (3.3)$$

де  $C_{\text{росл.}}$  – вміст хімічного елемента у сухій речовині рослин;

$C_{\text{(рух.) ґрунт}}$  – вміст рухомих форм хімічного елемента у ґрунті [274].

Коефіцієнт біогеохімічної рухливості ( $B_x$ ) дає змогу виявити актуальну доступність хімічних елементів для рослин і ступінь використання ними рухомих форм металів, що містяться у ґрунті [274].

Оцінка екологічної якості рослинної продукції та спряжених із нею ґрунтів проводилась шляхом встановлення ступеня їх забруднення важкими металами відносно перевищення ГДК та за показниками поліелементного забруднення, зокрема за сумарним показником забруднення природного компонента ( $Z_{cj}$ ). Крім того, у ході досліджень для оцінки ступеня забруднення рослинної продукції з відповідними модифікаціями було використано методики визначення показників ступеня поліелементного забруднення ( $C_z$ ) та ступеня забруднення за сумарним цинковим еквівалентом ( $Zn_{екв}$ ), які використовуються для оцінки екологічної безпеки ґрунтового покриву.

Сумарний показник забруднення природного компонента  $Z_{cj}$  розраховувався за В. М. Гуцуляком [88] за формулою:

$$Z_{cj} = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1), \quad (3.4)$$

де  $j$  – компонент ландшафту;

$K_c$  – коефіцієнт концентрації для  $i$ -го хімічного елемента;

$n$  – кількість врахованих елементів (підсумовуються значення  $K_c > 1$ ) [88].

Однак, як зазначає С. А. Балюк, сумарний показник забруднення природного компонента  $Z_{cj}$  дає змогу визначити лише рівень загального забруднення важкими металами. Тому для оцінки ступеня забруднення вчений пропонує використовувати показники ступеня поліелементного забруднення ( $C_z$ ) та ступеня забруднення за сумарним цинковим еквівалентом ( $Zn_{екв}$ ), які дозволяють врахувати відносну токсичність хімічних елементів [14, 16, 17].



Розрахунок ступеня поліелементного забруднення ( $C_3$ ) за С. А. Балюком [17] (за В. М. Гуцуляком [88] – сумарного показника небезпечності забруднення ( $K_{нб}$ ) проводився за формулою:

$$C_3 = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК}, \quad (3.5)$$

де  $C_i$  – фактичний вміст хімічного елемента в ґрунті (мг/кг) (у нашому випадку – у рослинній продукції) (враховуються усі важкі метали 1 класу небезпеки, а для 2 та 3 класу небезпеки – лише ті, за якими зафіксовано перевищення ГДК) [17].

Для розрахунку ступеня забруднення за цинковим еквівалентом ( $Zn_{екв}$ ) використовувалась наступна формула:

$$Zn_{екв} = \sum_{i=1}^n \frac{ГДК_{Zn}}{ГДК_{Me}} * C_{Me}, \quad (3.6)$$

де  $C_{Me}$  – фактична концентрація певного металу у природному компоненті [17].

Дана методика оцінки якості ґрунту та рослинної продукції за цинковим еквівалентом дозволяє виявити внесок кожного елемента в сумісну токсичність. Класифікаційні шкали ступеня забруднення рослинної продукції та ґрунту за показниками  $Zn_{екв}$ ,  $Z_{сj}$  та  $C_3$  подані в табл. 3.1 – 3.3.

Для оцінки соціально-економічного та екологічного стану території дослідження (зокрема, Харківського регіону), який є результатом комплексного впливу природних і соціально-економічних факторів навколишнього середовища, використовувалась методика інтегральної оцінки соціо-економіко-екологічного (СЕЕ) розвитку території (А. М. Прищепа, Л. В. Клименко [153, 252, 281]).

Аналіз стану соціальної сфери Харківського регіону проводився за допомогою інтегрованого показника соціального розвитку, який включає в себе показники, що характеризують демографічну ситуацію, рівень захворюваності, а також стан житлового забезпечення та захищеність життєвого рівня населення (рис. А.1). При визначенні стану економічної підсистеми враховувались показники, що характеризують рівень виробничо-економічного розвитку регіону, а також доходи населення та рівень безробіття (рис. А.2). Оцінка екологічного стану території включала характеристику екологічної ситуації, що дає можливість

Таблиця 3.1

**Класифікація ґрунтів (та рослинної продукції) за сумарним показником забруднення  $Z_{cj}$  [15, 88]**

<b>Категорія забруднення</b>	<b><math>Z_{cj}</math></b>
допустима	$< 16$
помірно небезпечна	16,1 – 32,0
небезпечна	32,1 – 128,0
надзвичайно небезпечна	$> 128,1$

Таблиця 3.2

**Шкала оцінки ступеня поліелементного забруднення за показником  $C_z$  [15]**

<b>Ступінь забруднення</b>	<b><math>C_z</math></b>
незабруднений	$< 1$
слабо забруднений	1 – 2
середньо забруднений	2 – 5
сильно забруднений	5 – 10
дуже сильно забруднений	$> 10$

Таблиця 3.3

**Класифікація ґрунтів (та рослинної продукції) за ступенем забруднення за сумою еквівалентів  $Z_n$  [15, 16, 17]**

<b>Ступінь забруднення</b>	<b>Сумарний вміст еквівалентів <math>Z_n</math>, мг/кг</b>
незабруднений	$< 25$
слабко забруднений	25 – 50
середньо забруднений	50 – 100
сильно забруднений	100 – 200
дуже сильно забруднений	$> 200$

відобразити загальну картину місця проживання населення, стан повітря, води, ґрунтів, територіально-природних комплексів, а також економіко-соціальних умов життєдіяльності. Таким чином, аналіз екологічного розвитку регіону проводився на основі показників, що характеризують стан атмосферного повітря, агроекологічний стан регіону, використання водних ресурсів та поводження з відходами (рис. А.3) (див. додаток А).

У ході трофогеографічних досліджень було проаналізовано динаміку показників, що характеризують стан соціальної, економічної та екологічної підсистем районів Харківської області за період 2000-2010 рр., а також визначено соціально-економічний та екологічний стан території станом на 2010 рік. Алгоритм розрахунку індексів соціального, економічного та екологічного розвитку регіону передбачає чотири основні рівні оцінки та агрегування показників:

- оцінка статистичних інформативних базових показників (БП), які характеризують стан соціо-економічної та екологічної підсистеми довкілля;
- оцінка агрегованих показників (АП), які характеризують стан споріднених групових (макропоказників) досліджуваних підсистем;
- оцінка інтегрованих показників (ІП), які характеризують стан соціо-економічної, екологічної підсистеми;
- інтегральний індекс соціо-економіко-екологічного розвитку територій (ІСЕЕРТ), який характеризує стан соціального, економічного та екологічного розвитку досліджуваних підсистем [281].

Таким чином, оцінка соціального розвитку Харківського регіону була проведена на основі 4 агрегованих і 8 базових показників (табл. А.2), оцінка економічного розвитку – на основі 3 агрегованих та 8 базових показників (табл. А.5), екологічного розвитку – на основі 4 агрегованих і 14 базових показників (табл. А.8.) (див. додаток А).

Дана методика оцінки стану досліджуваних підсистем передбачає поділ індикаторів на 2 типи: позитивні (збільшення кількісних значень показників обумовлює зростання інтегральної оцінки блоків нижчого рівня) та негативні (збільшення їх кількісних значень обумовлює погіршення стану блоків нижчого рівня) [281]. Враховуючи наявність позитивних і негативних типів індикаторів, які володіють різним характером впливу на стан підсистем, необхідно привести базові індикатори до нормованого виду за допомогою формул, представлених в табл. А.1 (див. додаток А).

В якості прикладу наведемо нормування показника «кількість сумарних викидів у атмосферне повітря» для Балаклійського району Харківської області:

$$X = \frac{Ni(\max) - Ni}{Ni(\max) - Ni(\min)} = \frac{111,4 - 10,6}{111,4 - 0,6} = 0,910,$$

де  $X$  – нормоване значення показника базового індикатора;

$Ni$  – фактичне значення базового індикатора;

$Ni(\max)$  – максимальне значення базового індикатора;

$Ni(\min)$  – мінімальне значення базового індикатора [281].

Аналогічно проводилось нормування показників для інших районів області за всіма досліджуваними базовими показниками. Результати нормування показників соціального розвитку приведені в табл. А.3, показників економічного розвитку – в табл. А.6, показників екологічного розвитку – в табл. А.9 (див. додаток А). На основі приведення показників до нормованого стану було обраховано агреговані показники як середнє геометричне з базових показників:

$$АП = \sqrt[n]{БП_1 * БП_2 * ... * БП_n}, \quad (3.7)$$

де  $АП$  – значення агрегованого показника;

$БП_1, БП_2, ... БП_n$  – нормовані значення відповідних базових показників.

Значення агрегованих показників використовувалися для розрахунку інтегрованого показника соціального, економічного та екологічного розвитку території ( $I_i$ ) як середнє геометричне значення сукупності агрегованих показників:

$$I_1 = \sqrt[n]{АП_1 * АП_2 * ... * АП_n}, \quad (3.8)$$

де  $I_i$  – інтегрований показник розвитку території;

$АП_n$  – розраховані агреговані показники (від 1 до 0) [281].

В якості прикладу наведено розрахунок агрегованого показника стану атмосферного повітря та інтегрованого показника екологічного розвитку для Балаклійського району Харківської області:

$$\begin{aligned} АП_1 &= \sqrt[5]{0,91 * 0,95 * 0,36 * 0,97 * 0,96} = 0,78 \\ I_{2010} &= \sqrt[4]{0,78 * 0,42 * 0,2 * 0,03} = 0,22 \end{aligned}$$

Результати розрахунків агрегованих показників та інтегрованого показника соціального, економічного та екологічного розвитку подані в табл. А.4 – А.10 (див. додаток А). На основі розрахованих інтегральних показників соціального, економічного та екологічного розвитку було розраховано індекс соціо-економіко-екологічного розвитку території (ICEERT) за формулою:

$$ICEERT = \sqrt[3]{I_1 \cdot I_2 \cdot I_3} ; \quad (3.9)$$

де:  $I_1$  – інтегрований показник соціального розвитку населених пунктів;  
 $I_2$  – інтегрований показник економічного розвитку населених пунктів;  
 $I_3$  – інтегрований показник екологічного розвитку населених пунктів [281].

Індекс ICEERT дозволяє на основі комплексного підходу врахувати характер взаємозв'язків між досліджуваними підсистемами навколишнього середовища, тому дає змогу об'єктивно відобразити ступінь впливу антропогенного фактора на природні компоненти. Результати розрахунку індексу СЕЕ розвитку для районів Харківського регіону представлені в табл. А.11. (див. додаток А).

На основі розрахованих інтегрованих показників певної підсистеми було проведено класифікацію стану розвитку адміністративних районів досліджуваного регіону відповідно до шкали оцінювання [281]. Так, для оцінки стану соціальної, економічної та екологічної підсистем Харківського регіону була використана уніфікована шкала оцінювання: 0,8 – 1,0 – еталонний стан; 0,6 – 0,8 – сприятливий; 0,4 – 0,6 – задовільний; 0,2 – 0,4 – загрозливий; 0 – 0,2 – критичний.

Для візуалізації отриманих результатів було побудовано карти стану соціальної, економічної та екологічної підсистеми Харківської області, а також комплексна карта соціо-економіко-екологічного розвитку Харківського регіону станом на 2010 р.

Картографічний метод застосовувався при побудові інтерполяційних карт. При цьому використовувались комп'ютерні ГІС-технології та програма MAP Info 8.5 для побудови інтерполяційних карт з розрахунком кроку за методикою Т-критерію відхилення. Таким чином, детерміністичні методи інтерполяції надають можливість побудувати картографічну поверхню на основі точок опори, спираючись на ступені подібності точок вибірки.

### 3.2 Статистичні дослідження дослідження у трофогеографії

Систематизація результатів дослідження проводилась за допомогою розробки інформаційної бази даних і застосування статистичних методів [143, 144, 298, 327]. Першочерговим методом систематизації інформації є розробка інформаційної бази даних (БД), яка відображає зв'язки між типами даних і дозволяє управляти операціями, пов'язаними з їх аналізом і класифікацією.

Отримані на попередніх етапах дослідження дані були представлені у вигляді 24 груп факторів, кожна з яких характеризує аналізовану предметну область. Виділені групи факторів та їх опис представлені в табл. Б.1. (див. додаток Б). Далі між групами факторів БД були організовані зв'язки типу «один – до багатьох» та «багато – до багатьох». На етапі логічного проектування БД інформаційної системи була розроблена реляційна фізична модель БД, яка містить графічну та текстову інформацію, що характеризує дані про концентрацію мікроелементів у рослинній продукції залежно від впливу природних і антропогенних факторів.

На основі реляційної моделі була розроблена БД інформаційної системи визначення впливу природних і соціально-економічних (антропогенних) факторів на вміст важких металів і Al в продуктах харчування рослинного походження, яка є більш зрозумілою і «прозорою» для кінцевого користувача організації даних, тому що всі об'єкти і взаємозв'язки між даними наводяться у вигляді таблиць, а всі операції над ними зводяться до операцій над цими таблицями. За глибиною відображення даних розроблена фізична модель містить дані в третій нормальній формі і включає всі сутності, атрибути та зв'язки. У даній моделі використовуються тільки залежні зв'язки, що призводять до виникнення дочірніх сутностей з міграцією атрибутів. Для однозначної ідентифікації видів сутності обрані первинні ключі та альтернативні, які не стали первинними. Розроблена інформаційна база даних була використана для прогнозування показників концентрації важких металів і Al в рослинній продукції [298].

Пріоритетними у трофогеографічних дослідженнях були статистичні методи аналізу даних. Статистичний аналіз результатів досліджень проводився на базі комп'ютерної програми Microsoft Excel 2007 та програмного забезпечення SPSS 19.0. Існує цілий ряд статистичних методів, що дозволяють визначити силу, напрям і закономірності впливу факторів на результат у генеральній або

вибіркової сукупності. Для вивчення впливу одного або декількох факторів на результативну ознаку був використаний дисперсійний аналіз, який заснований на принципі відображення різноманітності значень результативної ознаки і встановлює силу впливу факторів у вибіркових сукупностях [144, 327].

В основі дисперсійного аналізу була покладена наступна схема. Для описання множини  $\Omega$  – концентрацій важких металів у рослинній продукції, що складається з  $n_k$  об'єктів  $\{x_1, x_2, \dots, x_{ik}\}$ , ( $i$  – елемент ( $i=1, \overline{n_k}$ )  $k$ -вибірки ( $k=1, \overline{l}$ )), використовується  $m = 3$  ознаки варіації фактора  $A$ :  $\{A_1, A_2, \dots, A_m\}$ . Кожному об'єкту  $x_{ik}$  ( $i = 1, \overline{n_k}$ ) відповідає певне значення цільової ознаки  $A_0$ . Ознаки  $A_j$  ( $j = 1, \overline{m}$ ) виміряні за порядковою шкалою. Тоді для вирішення поставленої задачі множину об'єктів  $\Omega$  необхідно розбити на  $k_0$  підмножин  $\Omega_p$  ( $p = 1, \overline{k_0}$ ), таких що  $\Omega_p \cap \Omega_q = 0, \cup \Omega_p = \Omega$ .

У ході наших досліджень всі значення були розділені на 10 груп ( $K_0 = 10$ ):  $\Omega_1$  – концентрація Fe,  $\Omega_2$  – концентрація Mn,  $\Omega_3$  – концентрація Zn,  $\Omega_4$  – концентрація Cu,  $\Omega_5$  – концентрація Ni,  $\Omega_6$  – концентрація Pb,  $\Omega_7$  – концентрація Al,  $\Omega_8$  – концентрація Co,  $\Omega_9$  – концентрація Cr,  $\Omega_{10}$  – концентрація Cd. Потім вивчався вплив кожного фактора  $A_j$ , який змінюється на  $j$  – кількості рівнів, на  $\Omega_p$  відзивів.

Гомогенність (однорідність) дисперсії між вибірками проводилась за допомогою тесту Левіне за формулою:

$$W = \frac{(N - m)}{m - 1} \cdot \frac{\sum_{i=1}^k N_i (Z_i - Z_{..})^2}{\sum_{i=1}^k \sum_{k=1}^{N_i} (Z_{ik} - Z_i)^2}, \quad (3.10)$$

де  $N$  – загальна кількість спостережень у всіх вибірках;

$N_i$  – кількість спостережень в  $i$ -й групі;

$Z_i = \frac{1}{N_i} \sum_{k=1}^k \sum_{k=1}^{N_i} Z_{ik}$  – математичне співвідношення усіх  $Z_{ik} = \begin{cases} |x_{ik} - \bar{x}_k|, \\ |x_{ik} - \tilde{x}_k| \end{cases}$ ;

$Z_{..} = \frac{1}{N_i} \sum_{k=1}^{N_i} Z_{ik}$  – математичне співпадіння  $Z_{ik}$  для  $k$ -ї вибірки;

$\bar{x}_k$  – арифметичне середнє  $k$ -ї вибірки;

$\tilde{x}_k$  – медіана  $k$ -ї вибірки [254].

Якщо рівень значущості тесту Левіне  $p < 0,05$ , то отримана для вибірок різниця дисперсій мало вірогідно є результатом випадковості процесу дослідження. Тому нульова гіпотеза про те, що дисперсії рівні

для всіх вибірок, відкидається і можна зробити висновок, що дисперсії статистичних популяцій є різними. Однією з переваг тесту Левіне є те, що він не вимагає того, щоб дані були отримані з нормально розподіленої статистичної популяції [254].

Далі дисперсійний аналіз проходив за традиційною схемою [325]. Для оцінки ефектів міжгрупових факторів використовували такі показники:

$$1) SSA = \sum_{k=1}^m n_k (\bar{x}_k - \bar{X})^2 - \text{міжгрупова сума квадратів, що дорівнює сумі}$$

квадратів різниці між вибіркоvim середнім групи  $\bar{x}_k$  та загальним середнім  $\bar{X}$ , помноженим на об'єм вибірки  $n_k$ ;

$$2) SSW = \sum_{i=1}^c \sum_{k=1}^m n_k (x_{ik} - \bar{x}_k)^2 - \text{внутрішньогрупова сума квадратів;}$$

$$3) MSA = \frac{SSA}{c-1} - \text{міжгрупова дисперсія;}$$

$$4) MSW = \frac{SSW}{n-c} - \text{внутрішньогрупова дисперсія (} n - \text{ загальна кількість}$$

відзивів у досліджуваній вибірці) [254, 325].

Для перевірки гіпотези щодо достовірності впливу фактора А на відзив з рівнем значимості  $p$  розраховували статистику  $F$ -критерію за формулою:

$$F = \frac{MSA}{MSW}, \quad (3.11)$$

де  $F$  – критерій Фішера;

$MSA$  – міжгрупова дисперсія;

$MSW$  – внутрішньогрупова дисперсія [254, 325].

Якщо розрахункове значення критерію Фішера є меншим табличного, то немає підстав вважати вплив досліджуваного фактору значимим. Коли ж значення  $F$ -критерію є більшим табличного, то вплив фактора є значимим.

Для порівняння середніх значень вмісту важких металів у рослинній продукції та ґрунті з показниками географічного фону використовувався  $U$ -тест Манна-Уїтні, який дозволяє встановити однорідність досліджуваних груп показників, тобто чи можна вважати вихідні вибірки спостережень як такі, що отримані із однієї чи з різних генеральних сукупностей [254]. Як наслідок можна зробити висновок про залежність концентрації певного важкого металу в рослинній продукції від характеру впливу досліджуваного фактора. За



результатами статистичної обробки даних будувались графіки залежності середнього гармонічного значення концентрації мікроелементів у продуктах харчування від досліджуваних природних і соціально-економічних факторів.

Ідентифікація особливостей хімічного складу овочів і фруктів із характером ландшафтних умов її вирощування проводилась за допомогою статистичних (лінійний коефіцієнт кореляції Пірсона та коефіцієнт Джині з побудовою кривої Лоренца, а також однофакторний дисперсійний аналіз, тест Краскела-Уолліса та U-критерій Манна-Уїтні) та хеометричних (побудова штучної нейронної мережі Кохонена та ймовірнісної нейронної мережі) методів [143].

При розробці математичної моделі прогнозування підвищеної концентрації важких металів у рослинних продуктах харчування для вибору значущої підмножини ознак використовувався метод дискримінантних функцій. Обраний дискримінантний метод має низку переваг, оскільки враховується варіабельність ознак та розглядається їх сукупність, визначаючи коефіцієнти, які відображають питому вагу ознак у формуванні високої концентрації, тобто фактично встановлюється інформативність тієї чи іншої ознаки.

Поставлена задача реалізовувалась шляхом проведення розрахунку стандартизованої формули класифікаційних дискримінантних функцій  $F^{M1}$  і  $F^{M2}$ , що характеризують допустиме або недопустиме значення концентрації важкого металу в продукті харчування. Значення класифікаційних дискримінантних функцій  $F^{M1}$  та  $F^{M2}$  порівнювали між собою: при  $F^{M1} > F^{M2}$  – концентрація є допустимою, а при  $F^{M2} > F^{M1}$  – вища за допустиму.

Для перевірки значимості різниці між середніми значеннями функцій дискримінантів у всіх групах було проведено тест « $\lambda$ –Уїлкса». Перевірка значущості отриманих результатів була проведена за критерієм  $\chi^2$ . Для цього розраховували критерійне значення  $\chi^2$ , яке порівнювалося з критичним із заданим числом ступенів вільності.

## РОЗДІЛ 4

### ПРАКТИКА ТРОФОГЕОГРАФІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ : РЕГІОНАЛЬНИЙ ТА СУБГЛОБАЛЬНИЙ РІВНІ

#### 4.1 Фоновий вміст важких металів у рослинній продукції та ґрунтах

Контроль за екологічною безпекою рослинної продукції неможливий без урахування такого важливого екологічного показника, як фоновий вміст хімічних елементів у рослинах і ґрунтах, що дає змогу визначити допустимі параметри техногенного перетворення довкілля та встановити ступінь його антропогенного забруднення. Крім того, фонові показники дають можливість говорити про певний баланс мікроелементів, адже фон є своєрідною «точкою відліку» для оцінки надлишкових чи дефіцитних концентрацій елементів у ґрунті та рослинній продукції.

Здебільшого фон трактується як природний ступінь впливу (або концентрація речовин чи агентів) (підкреслено нами. – Авт.) на живі організми [94, 302, 320]. Природний фон може бути різним залежно від природно-кліматичних умов, географічного розташування території і часу, сприятливий чи несприятливий для певних організмів.

Сьогодні немає єдиної точки зору щодо методики визначення фонового вмісту мікроелементів та даних, які потрібно враховувати при підрахунку фонових концентрацій хімічних елементів у різних компонентах природи. Частіше за все в якості фонових показників прийнято вважати середні статистичні концентрації хімічних елементів у природних компонентах у межах певної території за умови значного віддалення від джерела забруднення [7, 51, 106, 139, 160]. Зокрема, відомі ґрунтознавці С. А. Балюк, М. М. Мірошніченко та А. І. Фатєєв [85] першочерговою вихідною інформацією для встановлення природного геохімічного фону для ґрунтів вважають відомості щодо вмісту хімічних елементів у близьких за генезисом і гранулометричним складом ґрунтах незабруднених територій, зокрема, в межах заповідників і заказників. Проте даний концептуальний підхід не можна вважати вдалим і доцільним для визначення фонових показників мікроелементів у рослинній продукції.

З іншої точки зору за фонові значення слід вважати показники концентрацій хімічних елементів у природних компонентах, які існували до початку науково-технічної революції за відсутності інтенсивного антропогенного імпаку [296]. Зокрема, А. І. Фатєєв та

Я. В. Пашенко у праці «Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України» [337] наводять усереднені дані вмісту хімічних елементів у ґрунтах різних регіонів України станом на 60-ті рр. ХХ ст., коли техногенне навантаження на природні компоненти ще не набуло сучасних масштабів. Однак у даній праці містяться лише показники валового вмісту хімічних елементів у ґрунтах, тоді як в аспекті екологічної безпеки рослинної продукції важливе значення мають дані щодо вмісту рухомих форм хімічних елементів, які є більш небезпечними з трофогеографічної точки зору.

Таким чином, при розрахунку фонових значень не враховується інформація щодо техногенного забруднення природних компонентів. Тому постає питання доцільності використання саме «природного» фону. Справа в тому, що у ході наших трофогеографічних досліджень було виявлено суттєві відмінності у формуванні хімічного складу продуктів харчування рослинного походження, вирощених в однакових природних умовах. Це ще раз підтверджує корегуючий вплив соціально-економічного фактору на процеси накопичення рослинами мікроелементів. Адже при чітко визначеній «однаковості» природних умов фіксуються різні концентрації важких металів у рослинній продукції і навпаки – при широкій варіації природних факторів відзначається схожий характер акумуляції рослиною мікроелементів. Це впевнено свідчить про відсутність «чистого» природного фону як такого та про суттєвий внесок у механізм накопичення хімічних елементів соціально-економічної складової.

Враховуючи вище сказане, доцільно ввести у понятійно-термінологічний апарат трофогеографії поняття «географічного фону», який об'єднує як природну складову разом із усіма її параметрами, так і соціально-економічну, яка враховує не тільки тип господарювання у межах певної території, але і культуру певного етносу, його звичаї, відношення, устої та ін. [222, 230].

Під *географічним фоном (ГФ)* пропонується розуміти існуючу концентрацію хімічних елементів у природних компонентах, зокрема рослинній продукції та ґрунтах, що обумовлена природними та соціально-економічними факторами, локалізованими в межах певної території [230]. Введення географічного фону замість природного дозволяє пояснити цілу низку суперечливих особливостей формування хімічного складу рослинної продукції та відсутність спільних закономірностей там, де вони апріорі повинні існувати.

Крім того, при аналізі особливостей акумуляції різних асоціацій хімічних елементів у природних компонентах доцільно ввести поняття

фоноформуючих мікроелементів (важких металів). Під **фоноформуючими мікроелементами (важкими металами)** в ґрунтах та рослинній продукції розуміємо перелік мікроелементів (металів), (як правило, 3–4), що характеризуються максимальною концентрацією (в середньому більше 1 мг/кг) і відповідно посідають 1, 2, 3 та 4 місця у ранжованому за кількісним вмістом акумулятивному ряді мікроелементів [238]. Введення цього поняття суттєво спростовує не тільки пошук закономірностей, але й пояснення специфіки процесів накопичення мікроелементів та формування тієї чи іншої асоціації важких металів.

Значна кількість проведених експериментальних розрахунків географічного фону важких металів та Al у ґрунтах і рослинній продукції дозволяє виділити два найбільш доцільні підходи до визначення географічного фону: а) розрахунок середнього вмісту хімічного елемента у компонентах природного середовища (кларковий підхід) (по аналогії за визначенням фонових показників для ґрунту) [7, 51, 106, 139, 337]; б) розрахунок середнього значення вмісту хімічного елемента у вибірці 5 мінімальних показників серед всієї генеральної сукупності для кожного виду досліджуваної рослинної продукції чи ґрунту (за І.М. Волошиним [59]). Розрахунок географічного фону за методом І. М. Волошина проводився за формулою (3.2).

Як вважає Л. Л. Малишева, існує сталий та рухомий фон залежно від територіальної прив'язки геосистем різних ієрархічних рівнів. Так, для геохімічних типів геосистем фон буде сталим, тоді як для геохімічного класу геосистем – рухомих [179]. У такому разі, враховуючи ієрархічні рівні різних геосистем, у ході трофогеографічних досліджень було виділено локальний географічний фон (ЛГФ), який відповідно до територіальної прив'язки є сталим, а також регіональний географічний фон (РГФ), який є рухомих залежно від специфічних особливостей певного регіону.

Крім того, широкомасштабність проведених експериментів дозволила виділити так званий «субглобальний» географічний фон (СГФ), який представляє собою вміст хімічних елементів у рослинній продукції, вирощеній в межах різних географічних поясів Північної півкулі. Той факт, що дані трофогеографічні дослідження охоплюють не всю планету, а лише її одну півкулю – Північну, дає право назвати їх «субглобальними», тобто напівглобальними. Доцільність введення даного поняття аргументована тим фактом, що у ході досліджень було простежено особливості формування якості рослинної продукції на екологічних полігонах і тестових ділянках, закладених на території 17

різних країни світу, що знаходяться в межах 4 географічних поясів – помірною, субтропічного, тропічного та субекваторіального. Тому виділення субглобального рівня трофогеографічних досліджень є повністю аргументованим.

Мінливість показників рухомого регіонального та субглобального фону проявляється як результат того, що за усередненими даними, які характеризують відносно великі за площею регіони, стоїть широка варіація різноманітних природних і соціально-економічних факторів. У той час, як невеликі за масштабом локальні ділянки характеризуються відносно стабільним набором факторів, що обумовлює певну сталість показників фонових значень вмісту хімічних елементів у природних компонентах. Крім того, Л. Л. Малишева підкреслює, що у результаті інтенсифікації техногенезу змінюються природні концентрації хімічних елементів у компонентах довкілля, тобто змінюються параметри «сталого» і «рухомого» геохімічного фону [179]. Це ще раз підтверджує доцільність виділення географічного фону, який враховує корегуючий вклад соціально-економічних факторів у процеси формування хімічного складу природних компонентів, у тому числі рослин і ґрунтів.

Таким чином, у ході трофогеографічних досліджень за допомогою розрахунку середнього статистичного значення (кларкового методу) та методу визначення середнього значення у вибірці 5 мінімальних показників було визначено показники локального, регіонального та субглобального географічного фону мікроелементів для ґрунтів і рослинної харчової продукції, вирощеної у межах територій з різним набором природних і соціально-економічних факторів. Локальний географічний фон (ЛГФ) розраховувався для ґрунтів і рослинної продукції окремих екологічних полігонів та тест-ділянок, приурочених до ландшафтних систем локального ієрархічного рівня, які характеризуються відносною територіальною близькістю та сталим набором специфічних однотипних природних і соціально-економічних факторів. Підкреслимо, що при цьому дані екологічні полігони та тест-ділянки повинні вирізнятися домінуючим впливом певного специфічного природного чи соціально-економічного фактора, який робить характер біогеохімічної міграції хімічних елементів у природних компонентах особливим. Прикладом такого фактора є домінуючий вплив автотранспорту на характер міграції мікроелементів у природних компонентах придорожних геосистем.

Регіональний географічний фон (РГФ) мікроелементів визначався для ґрунтів і рослинних продуктів харчування у межах різних природних зон України, а саме – зони мішаних та широколистяних лісів (лісова

зона), лісостепової та степової зон, а також Карпатського та Кримського регіонів. Аналогічним чином проводився розрахунок субглобального географічного фону (СГФ) для ґрунтів і рослинної продукції, вирощеної в умовах різних географічних поясів Північної півкулі – помірного, субтропічного, тропічного та субекваторіального.

З метою простеження різниці у отриманих значеннях показників географічного фону залежно від використаного методу розрахунку в якості прикладу розглянемо варіацію показників регіонального географічного фону мікроелементів для різних видів рослинної продукції, вирощеної у межах модельного Харківського регіону в умовах лісостепової та степової зон (табл. 4.1).

Таблиця 4.1

**Регіональний географічний фон мікроелементів для різних видів рослинної продукції, вирощеної у лісостеповій та степовій природних зонах (на прикладі Харківського регіону)**

	Fe		Mn		Zn		Cu		Ni	
	min	сер.	min	сер.	min	сер.	min	сер.	min	сер.
<b>ґрунтові овочі</b>										
лісостеп	8,50	15,45	5,00	8,36	5,00	7,80	1,50	3,07	0,50	0,74
степ	9,50	17,39	5,50	8,66	5,50	8,58	2,00	3,42	0,60	1,11
<b>надґрунтові овочі</b>										
лісостеп	7,50	13,74	3,00	6,30	4,00	6,95	1,50	2,52	0,50	0,54
степ	7,00	11,16	2,50	5,36	3,50	5,89	1,00	2,01	0,30	0,37
<b>фрукти</b>										
лісостеп	8,00	9,34	2,00	2,72	2,00	3,17	1,00	1,80	0,30	0,52
<b>ягоди</b>										
лісостеп	8,00	10,26	2,50	3,32	1,00	2,17	1,50	1,94	0,20	0,23
степ	4,50	5,76	1,50	1,69	0,50	2,09	1,00	1,17	0,30	0,34
	Pb		Al		Co		Cr		Cd	
	min	сер.	min	сер.	min	сер.	min	сер.	min	сер.
<b>ґрунтові овочі</b>										
лісостеп	0,40	0,81	2,00	3,75	0,20	0,59	0,20	0,39	0,04	0,16
степ	0,50	1,80	2,00	3,70	0,30	0,63	0,20	0,48	0,06	0,22
<b>надґрунтові овочі</b>										
лісостеп	0,30	0,57	2,50	3,43	0,30	0,54	0,20	0,31	0,05	0,17
степ	0,40	0,76	2,50	3,39	0,20	0,34	0,20	0,23	0,04	0,08
<b>фрукти</b>										
лісостеп	0,40	0,62	3,00	3,19	0,30	0,38	0,20	0,24	0,07	0,11
<b>ягоди</b>										
лісостеп	0,20	0,29	1,50	1,87	0,30	0,36	0,10	0,15	0,07	0,07
степ	0,10	0,21	1,50	1,64	0,20	0,26	0,10	0,44	0,04	0,06

Як видно з табл. 4.1, проведені розрахунки дозволили виявити певну закономірність. Зокрема, було встановлено, що ґрунтові овочі, вирощені в степовій зоні, загалом характеризуються накопиченням вищих концентрацій важких металів, ніж ґрунтові овочі лісостепу. Так, для ґрунтових овочів степу показники ГФ вищі порівняно з аналогічними показниками для даної продукції лісостепу за всіма досліджуваними металами, крім Al. Подібні тенденції спостерігаються й у характері накопичення Ni надґрунтовими овочами та Pb – ягодами. Таким чином, можна говорити про те, що рослинна продукція, вирощена в межах степу, характеризується потенційною можливістю до підвищеної акумуляції Ni та Pb, що може негативно позначитись на якості та екологічній безпеці даних продуктів.

Крім того, для надґрунтових овочів і фруктів, вирощених у межах лісостепової зони, визначені вищі значення ГФ порівняно з аналогічними показниками для степу за наступними хімічними елементами: Fe, Mn, Zn, Cu, Co Cd. Отже, можна простежити досить цікаву тенденцію: наземна рослинна продукція характеризується подібними закономірностями щодо акумуляції важких металів у межах варіації фактора природної зони. Підкреслимо, що виявлені закономірності простежуються при розрахунку ГФ як кларковим методом, так і методом І. М. Волошина.

Однак, слід зазначити, що при розрахунку ГФ на основі вибірки з 5 мінімальних показників для всіх типів рослинної продукції спостерігається нівелювання відмінностей залежно від природної зони при розподілі Al та Cr. Проте при використанні кларкового підходу до визначення середніх узагальнених значень різниця у показниках ГФ залежно від природної зони для даних хімічних елементів зберігається. Однак, враховуючи той факт, що дана варіація є незначною і може бути обумовлена похибкою експерименту, можна вважати, що розподіл Al та Cr у рослинній продукції слабо піддається регіональній диференціації відносно природної зони.

Крім того, результати, наведені в табл. 4.1, підтверджують апріорі відомі закономірності – показники, розраховані за методом середніх із 5 мінімальних значень, у всіх випадках нижчі за середні кларкові показники. Оскільки вибірка із 5 найменших значень характеризує випадки мінімальної акумуляції важких металів, вони є найближчими до показників природного вмісту хімічних елементів, а отже не дозволяють у повній мірі врахувати ступінь антропогенного навантаження на територію. Тому показники ГФ, розраховані даним методом, не можна вважати інформативними, оскільки, на наш погляд,

вони не відображають впливу соціально-економічної (антропогенної) складової навколишнього середовища. Крім того, слід враховувати потенційну можливість того, що критичні, мінімальні значення, які значно збільшують ступінь відхилення та варіації даних, можуть бути результатом похибки експерименту, тому більш доцільно не враховувати їх при статистичній обробці матеріалів. На основі вище сказаного, у трофогеографічних дослідженнях при розрахунку ГФ надається пріоритет методу визначення середніх значень концентрацій хімічних елементів (кларковому методу) із попереднім вилученням із генеральної сукупності критичних значень концентрацій хімічних елементів з метою уникнення можливості отримання статистично недостовірних результатів.

Звичайно, методика розрахунку ГФ потребує доопрацювання із залученням різнопрофільних фахівців, що дозволить оцінити значимість кожного фоноформуючого фактора та виділити різні підходи до встановлення фонових значень. Проте, на даному етапі нами пропонується умовно визначати ГФ як середньоарифметичне значення статичної сукупності показників вмісту хімічних елементів у природних компонентах для території певного ієрархічного рівня (із вилученням критичних значень), що дає змогу виділити локальний, регіональний і субглобальний географічний фон [238].

Для простеження особливостей накопичення мікроелементів у ґрунтах і рослинній продукції розглянемо характер територіальної диференціації регіональних показників ГФ на прикладі досліджуваних регіонів України. На основі систематизації та узагальнення результатів лабораторного аналізу шляхом кларкового методу було розраховано показники регіонального географічного фону (РГФ) для ґрунтів досліджуваних природних зон і регіонів України за середніми значеннями концентрацій хімічних елементів (табл. 4.2) [229].

Як видно з табл. 4.2, значення ГФ мікроелементів у ґрунтах не перевищують ГДК. Загалом показники ГФ для ґрунтів різних регіонів України відзначаються суттєвими відмінностями, що обумовлено не лише широкою варіацією природних умов, але й техногенним привнесенням важких металів у компоненти довкілля. Показники РГФ для ґрунтів Кримського регіону характеризуються відносно високими значеннями вмісту Mn (26,98 мг/кг), в той час, як ґрунти лісової зони та лісостепу містять у 2,5–2,6 рази нижчі концентрації цього металу.

Крім того, для ґрунтів Криму відзначаються дещо підвищені фонові значення вмісту Zn. Так, у ґрунтах Кримського регіону концентрація Zn майже у 2 рази вища порівняно з ґрунтами Карпат (3,71 мг/кг) і лісової



Таблиця 4.2

**Регіональний географічний фон хімічних елементів у ґрунтах різних природних зон і регіонів України (мг/кг) [229]**

Природна зона або регіон	Хімічні елементи (мг/кг)									
	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Pb	Al	Co	Cr	Cd
Лісова	10,62	10,52	4,32	2,20	1,08	1,13	3,28	0,77	0,72	0,14
Лісостепова	7,03	10,19	5,03	2,82	2,82	1,24	3,82	0,76	0,89	0,19
Степова	7,51	16,19	5,39	1,89	1,48	1,37	3,87	1,06	1,62	0,17
Карпати	20,47	17,04	3,71	2,09	0,44	1,24	2,11	0,31	0,55	0,17
Крим	6,84	26,98	7,33	2,33	1,23	1,04	3,41	0,37	0,63	0,13
ГДК [291]	-	100,0	23,0	3,0	4,0	6,0	-	5,0	6,0	-
Природний фон [16, 297]	2,0	43 (30)	1,0	0,5 (0,1)	1,0 (0,5)	0,5		0,5 (0)	0,1	0,1 (0,05)

*Примітка.* У дужках наведені значення природного фоновому вмісту рухомих форм важких металів у малобуферних ґрунтах (піщані, супіщані та легкосуглинкові ґрунти), без дужок – у високобуферних (середньо- та важкосуглинкові, глинисті ґрунти)

зони (4,32 мг/кг), де ці показники мінімальні. Як свідчать отримані значення РГФ, ґрунти Карпатського регіону збагачені Fe, у той час, як для ґрунтів Криму, лісостепу та степу відзначається досить низькі показники ГФ для даного хімічного елемента, а ґрунти лісової зони займають проміжне положення. Крім того, для ґрунтів Карпатського регіону було виявлено мінімальні значення ГФ за Ni, Zn, Al, Co та Cr.

Регіональний географічний фон мікроелементів у ґрунтах степової зони відзначається максимальними значеннями вмісту Co та Cr і високими концентраціями Ni (Ni та Co – у 3,4 рази, Cr – у 2,9 рази більше порівняно з ґрунтами Карпатського регіону). Лісостепова зона вирізняється найвищими показниками ГФ для ґрунтів за Cu, Cd та Ni. Зокрема концентрації Ni у ґрунтах лісостепу у 6,4 раз вищі за концентрації в ґрунті Українських Карпат. Мінімальні показники РГФ за Cd відзначаються у ґрунтах лісової зони та Кримського регіону. Загалом вміст Al, Pb та Cd у ґрунті слабо піддається регіональній диференціації.

Якщо порівнювати отримані значення РГФ для ґрунтів досліджуваних природних зон і регіонів України із показниками природного фоновому вмісту рухомих форм важких металів у ґрунтах в середньому по Україні, то слід відзначити, що лише значення ГФ за Mn не перевищують природні фонові концентрації. У той час, як для ґрунтів усіх досліджуваних зон і регіонів показники ГФ перевищують природний фон за такими металами: Fe – у 3,4–10,4 рази; Zn – у 3,7–7,3 рази; Cu – у 3,8–5,6 рази; Pb – у 2,1–2,7 рази; Cr – у 5,5–16,2 рази; Cd – у 1,3–1,9 рази. Однак, для ґрунтів Карпатського регіону визначені

значення РГФ за Ni та Co, а для ґрунтів Кримського регіону – лише за Co нижчі за природний фон даних елементів. Таким чином, виявлені тенденції ще раз засвідчують існуючий сьогодні високий ступінь антропогенного навантаження на природні компоненти навколишнього середовища.

Великий обсяг експериментальних даних щодо вмісту хімічних елементів у зразках різноманітної рослинної продукції дозволяє на підставі систематизації та узагальнення результатів лабораторних досліджень розрахувати значення РГФ мікроелементів для харчової рослинної продукції, вирощеної в межах різних природних зон і регіонів України (табл. 4.3).

Таблиця 4.3

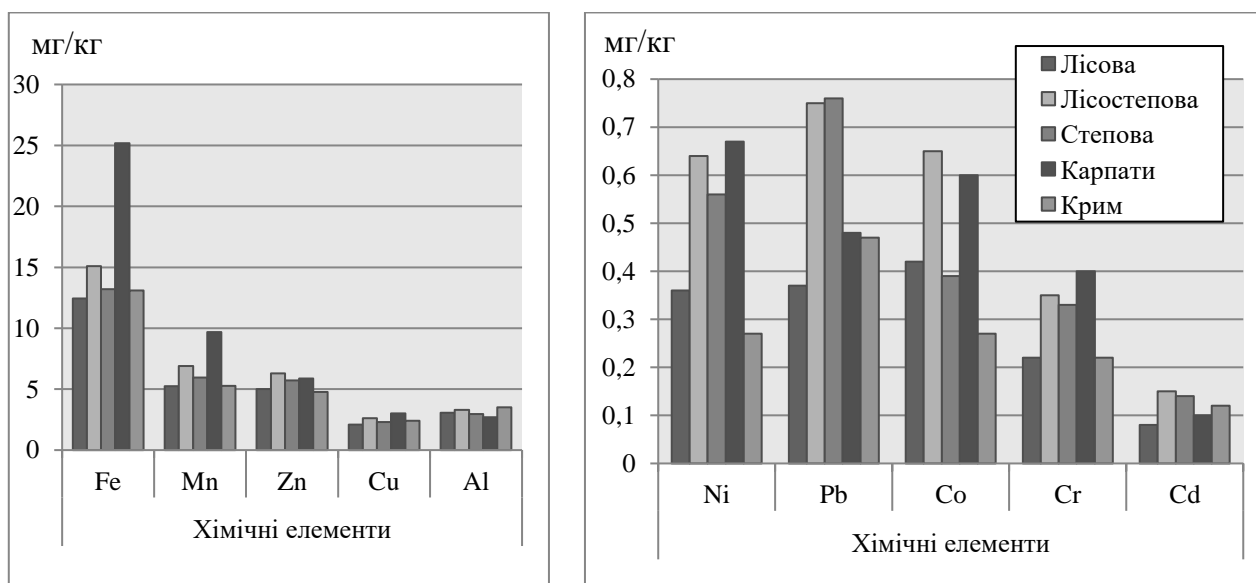
**Регіональний географічний фон мікроелементів у рослинній харчовій продукції, вирощеної на території України [229, 220]**

Природна зона або регіон	Регіональний географічний фон (мг/кг)									
	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Pb	Al	Co	Cr	Cd
Лісова	12,43	5,24	5,01	2,08	0,36	0,37	3,06	0,42	0,22	0,08
Лісостепова	15,10	6,91	6,30	2,61	0,64	0,75	3,29	0,65	0,35	0,15
Степова	13,20	5,96	5,71	2,30	0,56	0,76	2,97	0,39	0,33	0,14
Карпати	25,19	9,69	5,88	3,01	0,67	0,48	2,70	0,60	0,40	0,10
Крим	13,09	5,28	4,78	2,41	0,27	0,47	3,52	0,27	0,22	0,12
ГДК[182, 185, 290]	50	20	10	5	0,5	0,5	-	1	0,2	0,03

Як видно з табл. 4.3, для деяких важких металів (Ni, Pb, Cr та Cd) у різних природних зонах і регіонах України значення показників РГФ перевищують ГДК. Так, РГФ за Ni для рослинної продукції лісостепової зони та Карпат в середньому становить 1,3 ГДК, а степової зони – 1,1 ГДК (у середньому для овочевої продукції, вирощеної у межах даних регіонів, перевищення ГДК складає 1,2 рази). Для продукції лісостепової та степової зон за Pb перевищення ГДК становить 1,5 рази. Перевищення ГДК за Cr зафіксовано для продукції усіх досліджуваних регіонів. Причому якщо для рослинних продуктів харчування, вирощених в межах лісової зони та Кримського регіону, відзначається незначне перевищення гранично допустимого вмісту Cr (1,1 ГДК), то для продукції лісостепу, степу та Карпат середні показники РГФ складають 1,7–2 ГДК. Стосовно Cd показники РГФ перевищують ГДК у овочах усіх природних зон та регіонів України у 2,7–5 разів. Середні показники відхилень для хімічних елементів наступні: Fe – 23,8 %; Mn – 20,4 %; Zn – 9,5 %; Cu – 10,6 %; Ni – 29,6 %; Pb – 26,3 %; Al – 7,6 %; Co – 26,8 %; Cr – 22,7 %; Cd – 26 %.

Розраховані показники РГФ для рослинної продукції свідчать про значне нівелювання природних особливостей розподілу хімічних елементів у рослинній продукції внаслідок інтенсивного техногенного привнесення поллютантів, що ще раз підтверджує доцільність врахування соціально-економічної складової при визначенні регіональних особливостей розподілу хімічних елементів у компонентах довкілля.

Отримані результати надали можливість зробити порівняльний аналіз для виявлення регіональних особливостей розподілу ГФ мікроелементів для рослинної продукції різних регіонів України (рис. 4.1).



**Рис. 4.1. Регіональний географічний фон хімічних елементів для рослинної продукції різних природних зон і регіонів України**

Аналізуючи РГФ хімічних елементів для рослинної продукції (табл. 4.3 та рис. 4.1), можна відмітити, що максимальна диференціація даного показника характерна для Ni – від 0,27 мг/кг (Кримський регіон) до 0,64–0,67 мг/кг (лісостеп і Карпатський регіон). Широка варіація значень РГФ відзначається і для Pb, Co та Cd. Так, географічний фоновий вміст Pb у рослинній продукції коливається від 0,37 мг/кг для лісової зони до максимальних значень 0,75–0,76 мг/кг для лісостепу та степу. Мінімальні показники РГФ для Co встановлені для продукції Кримського регіону (0,27 мг/кг), в той час, як для рослинної продукції лісостепу ці показники у 2,2–2,4 рази вищі (0,60–0,65 мг/кг). Географічний фоновий вміст Cd у продуктах харчування рослинного походження також широко варіюється залежно від регіону вирощування. Так, фонові концентрації Cd у продукції лісової зони складають 0,08 мг/кг, а для лісостепової та степової зони досягають максимальних

значень – 0,14–0,15 мг/кг. В той же час фоновий вміст у харчових продуктах Zn, Cu та Al слабо піддаються регіональній диференціації.

Загалом можна виділити наступну закономірність. Специфічною особливістю розподілу хімічних елементів у рослинній продукції, вирощеній в межах Карпатського регіону, є максимальний фоновий вміст Fe (25,19 мг/кг), Mn (9,69 мг/кг), Cu (3,01 мг/кг) та Cr (0,40 мг/кг). Максимальні показники РГФ за Pb та Cd характерні для рослинної продукції лісостепу та степу. Крім того, лісостепова та степова природні зони, а також Карпатський регіон відзначаються максимальним фоновим накопиченням Ni та Cr у продуктах харчування. Найвищі значення показників РГФ за Co встановлені для продуктів лісостепу та Карпат.

Рослинна продукція, вирощена в межах Кримського регіону, відзначається максимальними значеннями РГФ за Al, однак мінімальним фоновим вмістом Co, Zn, Cr та Ni. Для продукції зони мішаних лісів були встановлені найнижчі фонові показники за Fe, Mn, Cu, Pb, Cr та Cd. Загалом слід відзначити, що для рослинної продукції, що була вирощена в межах лісової зони і Кримського регіону, спостерігаються найнижчі значення показників РГФ за переважною більшістю хімічних елементів, тому можна припустити, що дана продукція потенційно є більш екологічно безпечною в плані накопичення надлишкових концентрацій важких металів.

Отже, на підставі результатів досліджень доведено, що відсутність «чистого» природного фону внаслідок антропогенного привнесення хімічних елементів у довкілля зумовлює необхідність введення показника географічного фону, який враховує комплексний вплив природних і соціально-економічних факторів на процеси біогеохімічної міграції.

## **4.2 Регіональна специфіка формування мікроелементного складу рослинної продукції та ґрунтів у межах України**

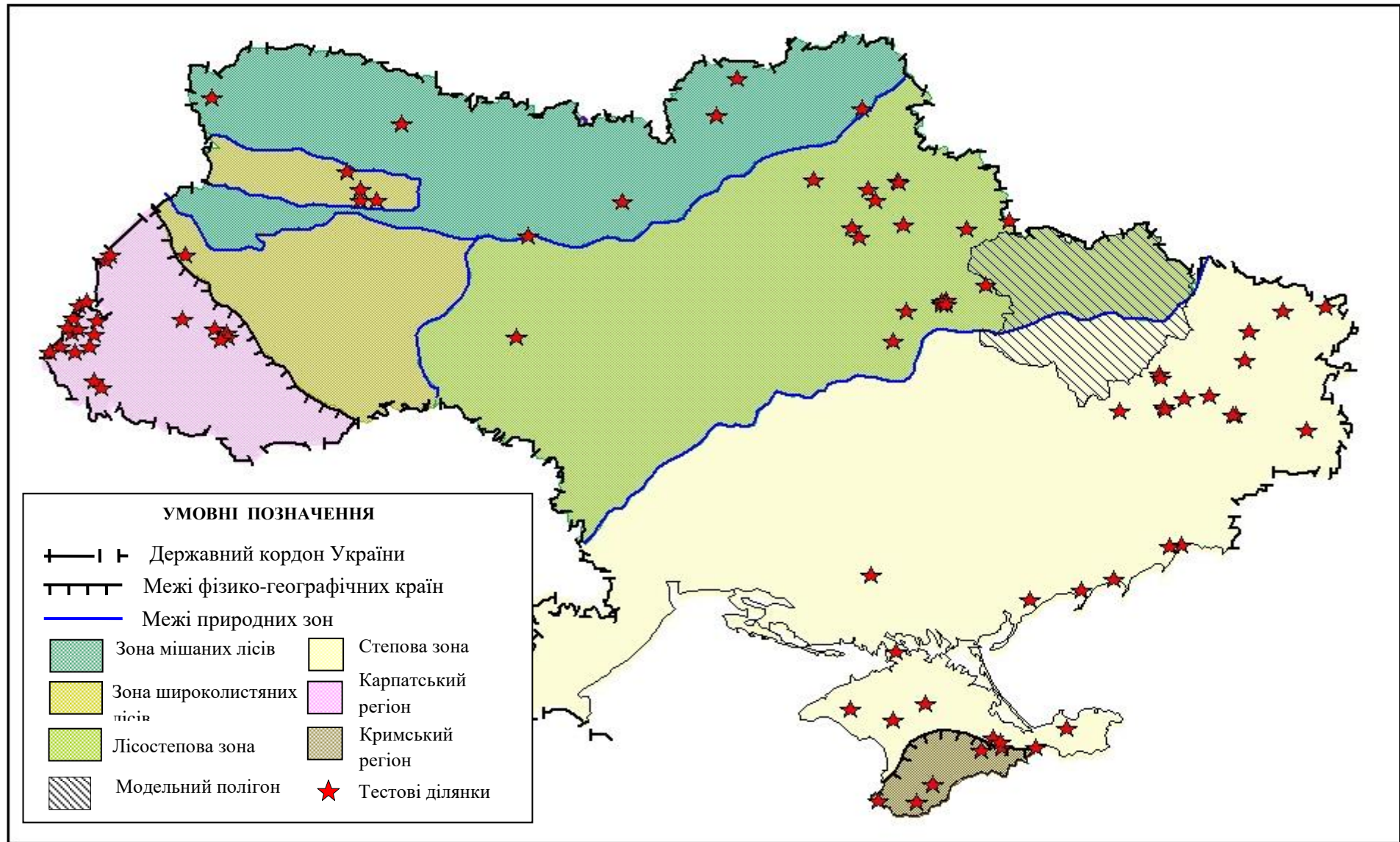
Регіональні трофогеографічні дослідження екологічної безпеки ґрунтового покриву та рослинної харчової продукції проводились протягом 2007–2012 рр. на експериментальних полігонах і тестових ділянках, закладених у різних регіонах і природних зонах України – лісовій, лісостеповій та степовій зонах, а також у Карпатському та Кримському регіонах, які характеризуються значною варіацією природних і соціально-економічних умов [203, 222, 228, 229, 232, 234,

235, 237]. Підкреслимо, що особлива увага під час регіональних трофогеографічних досліджень приділялась простеженню характеру формування рівня забруднення рослинної продукції модельного Харківського регіону, на території якого була закладена велика кількість тестових ділянок (рис. 4.2.).

У межах лісової зони (зони мішаних і широколистяних лісів) дослідження охопили Поліський та Західноукраїнський край [330]. Природна зона мішаних і широколистяних лісів характеризується найбільшою кількістю опадів серед рівнинних територій України (600–700 мм/рік), тому в умовах невеликого випаровування тут формується режим надмірного зволоження, що проявляється у заболоченні ґрунтів. Геоморфологічні умови лісової зони також досить строкаті: на півночі – Поліська низовина під мішаними лісами, на північному заході – Волинська, Подільська, Хотинська височини, Розточчя, Гологоро-Кременецький кряж під широколистими лісами. Врізання річкових долин обумовило поширення водно-ерозійних і горбистих форм рельєфу [65, 66].

Дослідження регіональних географічних особливостей формування екологічної якості рослинної продукції в межах зони лісостепу проводились майже для всієї лісостепової частини України, але найбільша кількість тест-ділянок була закладена у північно-східній її частині, а саме на території двох фізико-географічних країв – Лівобережно-Дніпровського та Східноукраїнського, що включають 6 фізико-географічних областей та 27 фізико-географічних районів. Для лісостепової зони північно-східної України характерні досить різноманітні геоморфологічні умови. Дана територія знаходиться у межах різних тектонічних структур: Українського кристалічного щита, Дніпровсько-Донецької западини та Воронезького кристалічного масиву. Це обумовлює різноманітний характер рельєфу: Північно-Придніпровська та Східно-Полтавська низовини; Північно-Полтавська та Східно-Полтавська височини; долини річок мають різну кількість алювіальних терас – від четвертинних до пліоценових. Широка варіація характерна і для кліматичних умов і характеру ґрунтового покриву [330].

Природні умови степової зони значною мірою обумовлені неоднорідним характером рельєфу території. Степові ландшафти, розміщені на півдні Східноєвропейської рівнини, сформувались в умовах Придніпровської, Подільської, Донецької і Приазовської височин, а також Причорноморської низовини та Північнокримської рівнини.



**Рис. 4.2. Карта-схема розташування модельного полігону та тестових ділянок в межах території України**

Кліматичні умови відзначаються великою кількістю тепла (річний радіаційний баланс становить 4 100–5 320 МДж/м<sup>2</sup>) при недостатньому зволоженні (450–300 мм на рік). Тому характерною особливістю степових ландшафтів є висока інтенсивність процесів випаровування (від 700 до 1000 мм) [66]. У межах степової зони дослідження екологічної безпеки рослинної продукції охопили Лівобережно-Дніпровсько-Приазовський, Донецький, Задонецько-Донський, Дністровсько-Дніпровський, Причорноморський, Причорноморсько-Приазовський та Кримський степовий фізико-географічні краї [330].

Як уже зазначалось раніше, тип ґрунту з притаманними йому специфічними характеристиками відіграє значну роль у процесах міграції важких металів до рослинного організму. Тому особливий інтерес для трофогеографічних досліджень представляла зональність ґрунтового покриву досліджуваних природних зон. Так, для лісової зони домінуючим типом зональних ґрунтів є дерново-підзолисті (рН = 4,6–5,8), лісостепової – чорноземи опідзолені і типові (рН = 5,4–6), степової – чорноземи звичайні (рН = 5,5–6), для Українських Карпат – буроземні (рН = 3,5–4,5), степового Криму – коричневі (рН = 7,0–8,0) [199].

Проте, якість рослинної харчової продукції є прямим наслідком тісної взаємодії комплексу не лише природних, але і соціально-економічних факторів навколишнього середовища. Соціально-економічний розвиток суспільства супроводжується незбалансованою експлуатацією природних ресурсів. Причинно-наслідкові взаємозв'язки між інтенсивністю використання природних ресурсів і рівнем деградації навколишнього середовища, з одного боку, а також рівнем економічного розвитку та якості життя, з другого боку, сьогодні стають усе більш помітними й очевидними. Наслідки нераціональної економічної діяльності проявляються у виснаженні ресурсного потенціалу, зростанні витрат на захист населення, ліквідацію наслідків надзвичайних ситуацій та відтворення природної рівноваги. Оскільки геоекологічний стан природних компонентів, який є результатом комплексного функціонування природної та соціально-економічної підсистем довкілля, є домінантним фактором, що визначає екологічну безпеку рослинної харчової продукції, особливості формування якості продуктів харчування неможливо розглядати у відриві від характеру соціально-економічних та екологічних умов регіону її вирощування.

Говорячи про зональні особливості накопичення хімічних елементів у ґрунтах, слід відзначити, що у результаті проведених трофогеографічних досліджень максимальна акумуляція важких металів була встановлена для ґрунтів степової зони (показники середніх



концентрацій важких металів складають 4,06–5,28 мг/кг), дещо менше накопичується хімічних елементів у ґрунтах лісової зони (3,48–4,77 мг/кг), а мінімальні середні концентрації характерні для ґрунтів лісостепу (2,43–3,47 мг/кг) [203].

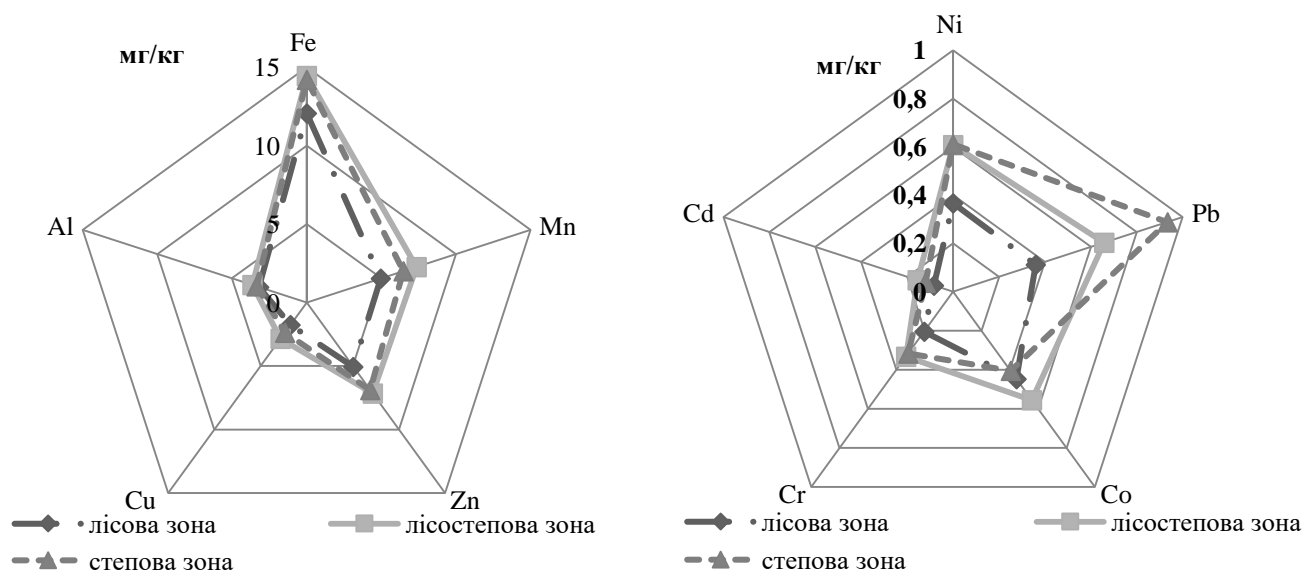
Зональні особливості акумуляції хімічних елементів у рослинній продукції дещо варіюється залежно від виду рослини [203]. Для переважної більшості городніх і садових культур відзначається тенденція до зниження концентрацій важких металів у напрямку від лісостепової зони на північ до лісової зони та на південний схід до степової зони. Дана особливість простежується для домінуючих видів досліджуваних надґрунтових овочів, фруктів та ягід (томати, огірки, баклажани, яблука, сливи, виноград та ін.). Що стосується характеру розподілу хімічних елементів у ґрунтових овочах залежно від природної зони їх вирощування, то слід підкреслити, що ґрунтові овочі степу на відміну від інших типів рослинної продукції володіють тенденцією до накопичення дещо вищих концентрацій важких металів порівняно з ґрунтовими овочами лісостепу (4,42 мг/кг та 4,1 мг/кг відповідно).

Однак, у характері зонального розподілу важких металів у рослинній продукції простежуються і певні видові особливості. Так, для капусти, наприклад, характерна зовсім інша тенденція. Зональні особливості територіального розподілу середніх концентрацій важких металів у даній овочевій культурі повторюють зональні закономірності акумуляції середніх концентрацій важких металів у ґрунтовому покриві. Так, для капусти середній вміст важких металів становить: у лісостеповій зоні – 1,4 мг/кг, у степовій – 2,47 мг/кг, а в лісовій зоні – 6,33 мг/кг. Аналогічна закономірність відзначається і для типів ґрунту, на яких була вирощена дана продукція. Для картоплі максимальна акумуляція важких металів також характерна для овочів, що були вирощені в лісовій зоні. Однак, у картоплі лісостепової зони середній вміст важких металів вищий, ніж у картоплі степу (5,98 мг/кг та 4,43 мг/кг відповідно).

Повертаючись до зональних особливостей формування хімічного складу рослинної продукції, слід відзначити, що все таки переважна більшість узагальнених даних свідчить про мінімальне накопичення металів рослинною продукцією, вирощеною в умовах лісової зони, із подальшим збільшенням концентрацій у напрямку на південний схід до межі між лісостеповою та степовою зонами. Далі характер зонального розподілу дещо змінюється у протилежну сторону на північний захід. Адже, якщо порівнювати рослинну продукцію лісостепу та степу, то більшість результатів засвідчують тенденцію до накопичення



рослинами лісостепу дещо вищих концентрацій важких металів. Дана тенденція підтверджується зниженням вмісту важких металів від лісостепової до степової зони у томатах (відповідно 5,87 мг/кг і 2,48 мг/кг), огірках (відповідно 7,76 мг/кг і 2,08 мг/кг), моркві (відповідно 4,53 мг/кг і 3,56 мг/кг) та інших видах овочевих культур. Однак у загальних зональних масштабах ця перевага є незначною. Графіки розподілу середнього гармонійного значення концентрацій мікроелементів у овочах різних природних зон подано на рис. 4.3.



**Рис. 4.3. Особливості накопичення хімічних елементів в овочевій продукції, вирощеній у межах різних природних зон**

Як видно з рис. 4.3, овочева продукція, вирощена в межах лісової зони відзначається здатністю до накопичення найменших по відношенню до овочів лісостепу та степу концентрацій Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb та Cr. В той час, як овочі лісостепу характеризуються здатністю до акумуляції високих концентрацій Co та Cd, а степу – Pb. Зазначимо, що накопичення Al в овочах слабо піддається зональній диференціації.

Овочева продукція, вирощена в межах лісостепу, містить в середньому на 5,5–12,4 % вищі середні концентрації важких металів по відношенню до степу. Так, у порівнянні зі степом для овочів лісостепової зони спостерігається перевищення середніх концентрацій таких елементів Mn (на 12 %), Cu (на 17 %), Co (на 27 %) та Cd (на 22,7 %). Однак акумуляція Pb має протилежну тенденцію: середня концентрація Pb у продукції степу (0,93 мг/кг) на 41,8 % вища, ніж для лісостепової зони (0,66 мг/кг). Зазначимо, що різниця у накопиченні Fe, Al та Cr в овочах лісостепу та степу складає менше 5 %, тому

накопичення даних металів у овочах у межах даних природних зон слабо піддається зональній диференціації.

Підкреслимо, що виявлені географічні особливості накопичення важких металів за показниками середніх концентрацій у овочевій продукції, вирощеній в межах природних зон України, збігаються з встановленими особливостями розподілу металів за показниками РГФ.

Крім зональних особливостей накопичення мікроелементів рослинною продукцією у ході трофогеографічних досліджень було простежено специфічні географічні закономірності формування хімічного складу продуктів харчування рослинного походження залежно від регіону їх вирощування [200, 221, 234]. Зокрема, з метою виявлення регіональних особливостей формування якості продуктів харчування рослинного походження було проведено порівняльний аналіз характеру накопичення хімічних елементів у рослинній продукції, вирощеній у межах 3 великих географічних регіонів України – Карпатського, Кримського та Харківського, які значно різняться набором природних і соціально-економічних факторів, що потенційно можуть впливати на екологічну безпеку продуктів харчування рослинного походження (табл. 4.4) [234].

Досліджувані регіони відзначаються яскраво вираженими природними та соціально-економічними відмінностями. Зокрема, чітко вираженою природою особливістю Карпатського регіону є найбільша кількість опадів, тоді як територія Харківського регіону належить до недостатньо зволжених і посушливих зон. Для Кримського регіону характерні особливо високі значення середньої температури повітря, що прискорює процеси перебігу хімічних реакцій. Широко різняться регіони і за характером господарського освоєння. Між тим, існує низка показників, які об'єднують регіони та обумовлюють схожий вплив на накопичення важких металів у рослинній продукції. Висотна поясність, характерна для Карпатського та Кримського регіонів, обумовлює чітко виражені специфічні особливості природних умов цих регіонів, що в свою чергу віддзеркалюється на специфіці господарського освоєння території та наборі соціально-економічних факторів. Тому і регіональні тенденції акумуляції хімічних елементів у рослинній продукції та ґрунтах для даних регіонів будуть специфічні.

Для ілюстрації географічних особливостей накопичення мікроелементів у даних регіонах України в якості прикладу в роботі наведені результати досліджень для найбільш поширених овочів – картоплі та цибулі (табл. 4.5 (В)); фруктів – яблук і слив (табл. 4.5 (Б)), а також ґрунтів, на яких була вирощена дана продукція (табл. 4.5 (А)).

Таблиця 4.4

## Порівняльна географічна характеристика Харківського, Карпатського та Кримського регіонів [66, 234]

Адмін. обл.	<i>Природні умови</i>			
	Геоструктура	Рельєф	Клімат	Ґрунти
<b>Харківський регіон</b>				
Харківська область	Дніпровсько-Донецька западина; Схил Воронезького масиву; Окраїни Донецького прогину	Дніпровська лівобережна рівнина	t ° липня +19,5-21,5 С; Сума активних t 2600-2950°; Опади 495-570 мм; На теплий період 326-373 мм; Північна частина належить до недостатньо вологої, решта – до посушливої зони	Чорноземи типові середньо гумусні; чорноземи звичайні глибокі мало-середньо гумусні; ясно-сірі та сіро лісові; темно сірі та опідзолені
<b>Карпатський регіон</b>				
Закарпатська область	Південно-західна частина покривно-складчастої споруди Українських Карпат; Закарпатський прогин	Середньо-гірський; низько-гірний; рівнинний	t ° липня +20-21; Сума активних температур 3000 С°, а на схилах 3560 С°; Опади – 600-783 мм і більше. Основна частина випадає влітку	Лучно-буроземні кислі; оглеєні; буроземи кислі; дерново-буроземні і буроземно-опідзолені
<b>Кримський регіон</b>				
Автономна республіка Крим	Скіфська платформа	Лесова рівнинна частина Причорноморської низовини, Тарханкутською височиною та горбогір'ям Керченського півострова; Кримські гори	t ° липня +22,1-23,5 С°. Сума активних t 3300-3400 С°; Опади 316-466 мм.	Каштанові, лучно-каштанові, чорноземи південні мало гумусні і слабо гумусні. В горах буроземи та сірі гірсько-лісові
<b>Соціально-економічні умови</b>				
Народно - господарський комплекс	Транспортна мережа	Невиробнича сфера	Промисловість	Сільське господарство
<b>Кримський регіон</b>				
Промисловий та аграрно-промисловий з транспортними системами	Залізниця: довжина 1523 км. густота 48,5 км /1000 км; Автошляхи довжина 8,7 тис км; густота 253,4 км /1000 км	22 ВНЗ, 49 середніх НЗ, 6 театрів, 8 музеїв та ін.	Машинобудівельна та металообробна, паливо-енергетична, харчова, легка, агропромислова та промисловість будівельних матеріалів, хімічна промисловість	Сировинна, переробна та обслуговуюча ланки. Рослинництво та м'ясо-молочне тваринництво
<b>Кримський регіон</b>				
Індустріально-аграрний з високим рівнем рекреаційного господарства	Залізниця: довжина 639 км; густота 499 км / 1000 км; Автошляхи довжина 3,5 тис.км; густота 243 км / 1000 км	Університет, 15 середніх НЗ, 23 ПТУ, 5 музеїв, 4 театри, 15 санаторії, бази туризму	Машинобудівна, металообробна промисловість, лісопромисловий, збір та переробка дикорослих ягід, грибів, лікарських трав, гірське рибництво, бджільництво, рекреаційне лісокористування	М'ясо-молочне тваринництво, овочівництво, садівництво та виноградарство. ЗХ частина – зернові і тютюнництво СХ частина – овочі, зернові. виноград, В горах картоплярство
<b>Кримський регіон</b>				
Промисловий та аграрно-промисловий комплекси	Залізниця: довжина 644 км; густота 23,99 км / 1000 км; Автошляхи довжина 6,7 тис. км; густота 246,7 км / 1000 км	Університет, інститути, 28 середніх спеціальних НЗ, 46 ПТУ, 36 санаторіїв,	Харчова промисловість, машинобудування, металообробка, хімічна, нафтохімічна, легка промисловість	Інтенсивне рослинництво з виноградно-зерновим та тваринним м'ясо-молочним напрямками

Таблиця 4.5

**Особливості розподілу фонових (середніх) значень хімічних елементів у ґрунтах (А),  
овочах (Б) та фруктах (В) різних регіонів України (мг/кг) [234]**

## А

Ґрунти України та регіонів	Хімічні елементи									
	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Pb	Al	Co	Cr	Cd
Україна	7,77	13,57	5,18	1,98	1,04	1,39	4,02	0,79	1,07	0,19
Харківський регіон	4,90	7,16	5,80	2,60	2,07	1,64	3,79	0,92	1,19	0,91
Карпатський регіон	20,47	17,04	3,71	2,09	0,44	1,24	2,11	0,31	0,55	0,17
Кримський регіон	6,84	26,98	7,33	2,33	1,23	1,04	3,41	0,37	0,63	0,13

## Б

Регіони України	Фрукти	Хімічні елементи									
		Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Pb	Al	Co	Cr	Cd
Харківський регіон	яблука	11,30	1,91	2,62	1,31	0,23	0,59	3,00	0,47	0,26	0,11
	сливи	13,46	5,90	5,30	1,61	0,64	0,95	4,40	0,39	0,39	0,24
Карпатський регіон	яблука	23,90	12,10	3,51	2,98	0,28	0,40	4,05	0,25	0,40	0,08
	сливи	24,82	13,08	2,80	2,62	0,35	0,30	3,70	0,51	0,27	0,08
Кримський регіон	яблука	8,90	4,00	2,50	2,20	0,19	0,60	3,60	0,04	0,08	0,11

## В

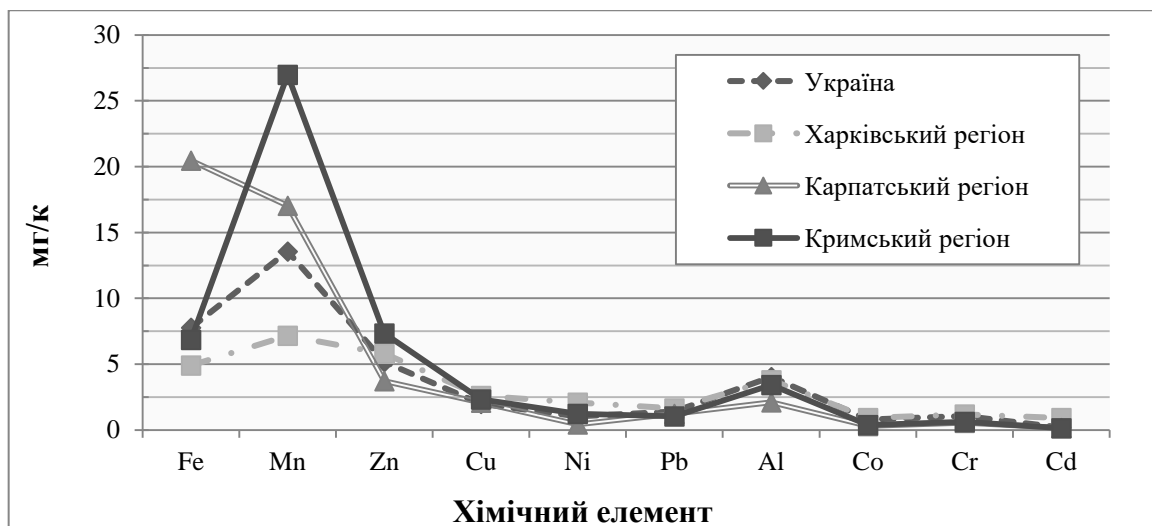
Регіони України	Овочі	Хімічні елементи									
		Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Pb	Al	Co	Cr	Cd
Харківський регіон	цибуля	16,46	10,40	10,77	3,65	0,87	1,90	4,49	0,58	0,57	0,24
	картопля	17,80	7,90	7,73	3,16	0,80	0,90	4,00	0,75	0,36	0,19
Карпатський регіон	цибуля	19,82	16,58	6,00	3,56	1,70	0,41	2,66	0,54	0,29	0,11
	картопля	19,60	8,50	8,12	3,70	0,42	0,32	3,50	0,22	0,15	0,09
Кримський регіон	цибуля	11,10	7,20	9,60	5,10	0,50	0,60	5,00	0,63	0,32	0,06
	картопля	10,10	3,63	6,33	2,93	0,34	0,49	3,80	0,37	0,16	0,06

Базуючись на даних табл. 4.5 (А), у ході регіональних досліджень було встановлено, що головною закономірністю розподілу металів у ґрунтах даних регіонів є однотипний якісний склад асоціацій фоноформуючих важких металів – Mn, Zn, Fe, Al. Однак, у результаті варіації кількісного вмісту даних фоноформуючих металів спостерігається певна відмінність у акумулятивних рядах. Так, для ґрунтів Харківського та Кримського регіонів характерним є ряд  $Mn > Zn > Fe > Al$ , тоді як для ґрунтів Карпат спостерігається чітке домінування Fe у ряді  $Fe > Mn > Zn > Al$  (рис. 4.4 (А)).

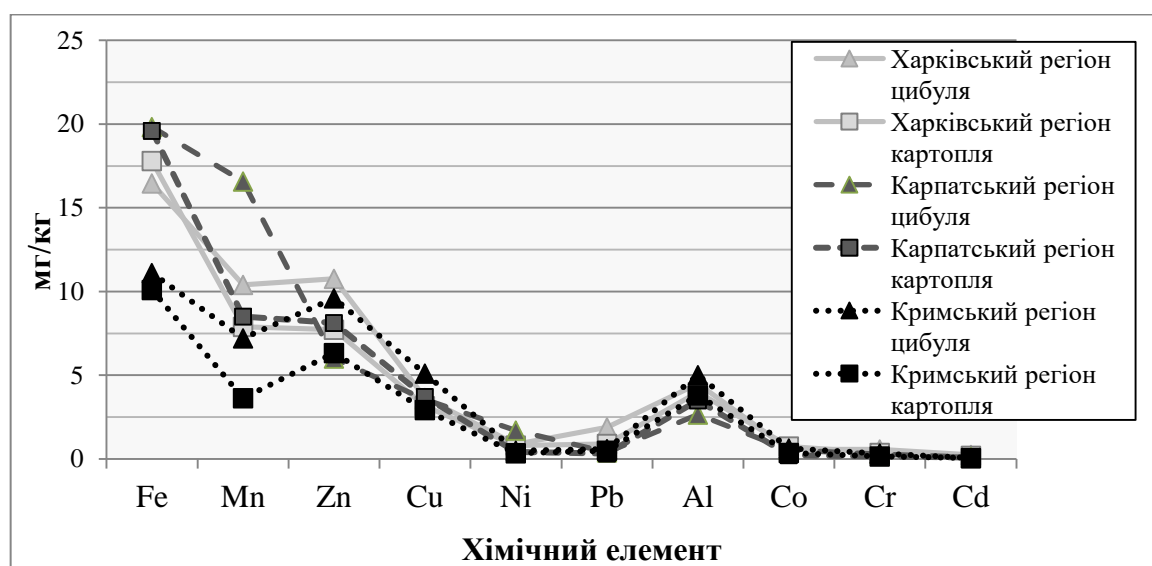
Як видно з рис. 4.4 (А), загалом характер розподілу хімічних елементів можна вважати схожим із поправкою на різну інтенсивність накопичення. Зокрема, порівняно з середніми показниками по Україні ґрунти Харківського регіону містять у 1,9 разів нижчі концентрації Mn, однак у 2 та 4,8 рази вищі концентрації Ni та Cd. Порівнюючи із середніми показниками по Україні, ґрунти Карпат відзначаються дещо нижчим вмістом Zn – у 1,6 разів, Ni – у 2,4 разів, Al – у 1,9 разів. Крім того, ґрунти Карпатського регіону надзвичайно багаті на Fe (у 2,6 рази вище за середні по Україні показники). Вищі за середні по Україні концентрації Zn (у 1,4 рази) встановлено для ґрунтів Криму. Слід відзначити, що спільною рисою ґрунтів Кримського та Карпатського регіонів є підвищений вміст Mn (у 2 – 1,3 рази) та низький вміст Co та Cr – відповідно у 2,1 – 2,5 рази та у 1,7 – 1,9 разів менший за середні показники по Україні.

Порівнюючи характер розподілу досліджуваних хімічних елементів у рослинній продукції залежно від їх концентрацій у ґрунті було виявлено наступні особливості. Зокрема, спільною закономірністю для переважної більшості видів рослинної продукції даних регіонів є акумуляція Mn, Pb, Ni, Cd, Co у менших концентраціях, ніж вони знаходяться у ґрунті. Тоді як порушення даної тенденції з нашої точки зору може свідчити про аеральне забруднення рослин. У накопиченні Fe спостерігається протилежна тенденція. Будучи есенційним елементом, він активно поглинається рослинами у вищих концентраціях, ніж міститься у ґрунті. Тобто відбувається біологічний захват даного мікроелемента. Характерною особливістю розподілу Zn є накопичення у фруктах у менших концентраціях, ніж він присутній у ґрунті, тоді як в овочевих культурах – навпаки.

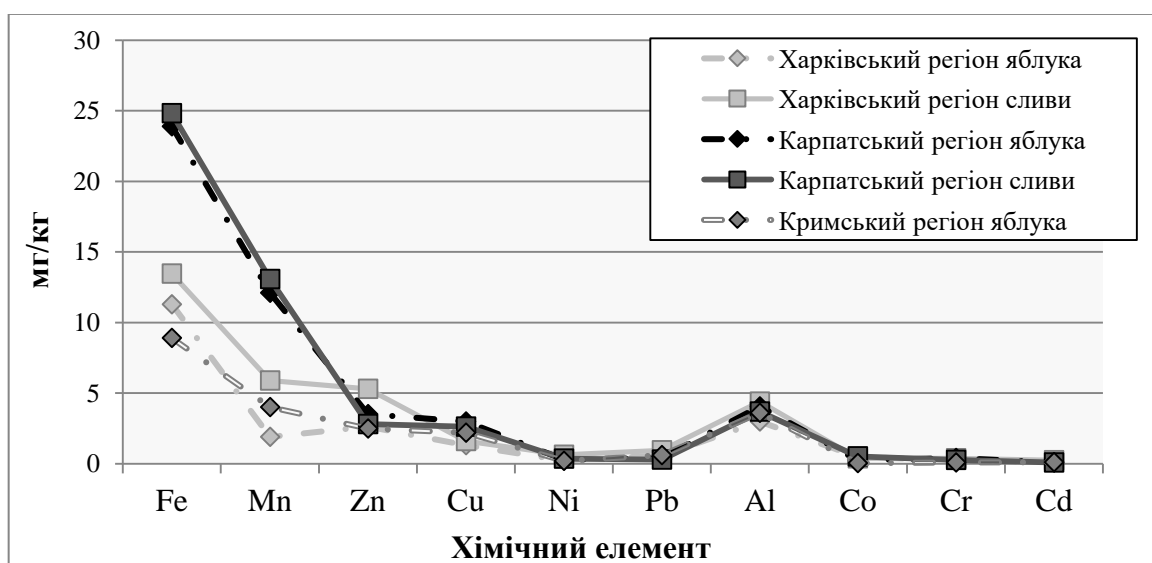
Слід відзначити, що для Карпатського регіону найбільш чітко простежується пряма кореляція вмісту хімічних елементів у рослинній продукції з їх концентраціями у ґрунті. У той же час, рослинна продукція, вирощена у межах Харківського регіону, відзначається досить



А



Б



В

Рис. 4.4. Акумуляція хімічних елементів у ґрунтах (А), овочах (Б) і фруктах (В) Кримського, Карпатського та Харківського регіонів [234]

значними варіаціями концентрацій хімічних елементів відносно їх вмісту у ґрунті.

Акумуляція важких металів та Al в овочевій продукції також має певні регіональні особливості (рис. 4.4 (Б)). Загалом накопичення мікроелементів в овочах характеризується практично однотипною тенденцією для кожного окремого виду овочевих культур. Панівне місце в овочах займає Fe, який впевнено переважає у рослинній продукції усіх регіонів. Максимальні концентрації Fe встановлені в овочах Карпат (19,6–19,8 мг/кг). Загальна закономірність регіонального розподілу важких металів в овочах проявляється у накопиченні мінімальних середніх концентрацій важких металів овочами Кримського регіону (3,4 мг/кг), тоді як для Карпат і Харківського регіону середній вміст металів у овочах практично однаковий (4,68–4,81 мг/кг).

Вміст у овочах Zn, Cu та Al відзначається мінімальними кількісними варіаціями, що дозволяє припустити відсутність регіональної зумовленості у накопиченні цих металів овочевими культурами. Однак регіональна диференціація особливо чітко простежується у розподілі в овочевій продукції Pb, Ni, Cd та Cr. Так, наприклад, середній вміст Cd та Pb у овочах, вирощених у Харківському регіоні, відповідно вищий у 3,6 рази та 2,6 рази, ніж в овочах Криму, та у 2,2 рази та 3,8 рази – ніж в овочах Карпат. Загальна регіональна закономірність акумуляції важких металів в овочах проявляється у мініальному накопиченні середніх концентрацій важких металів овочами Кримського регіону (3,42 мг/кг), тоді як для Карпат та Харківського регіону середній вміст металів у овочах практично однаковий (4,68–4,81 мг/кг).

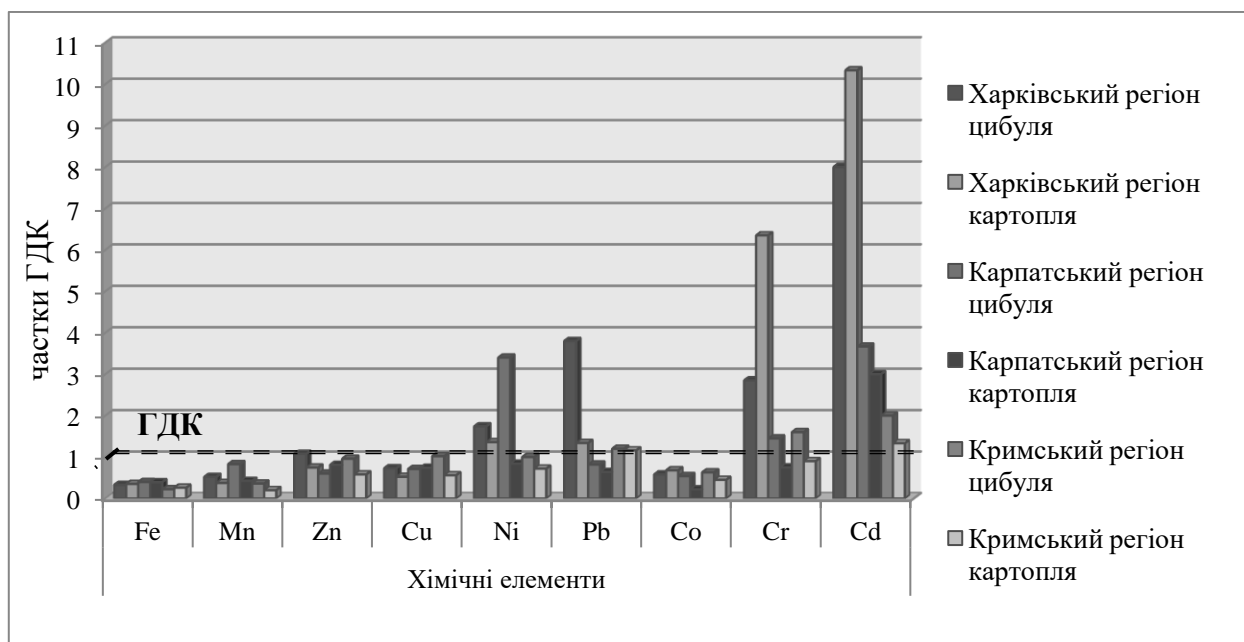
Простежуються і видова диференціація у накопиченні металів. У всіх досліджуваних регіонах для картоплі характерні менші середні концентрації важких металів (2,82–4,46 мг/кг), ніж для цибулі (4,01–5,17 мг/кг). Слід зазначити, що характерною особливістю цибулі, вирощеної у межах Карпатського регіону, є підвищений вміст Fe, Mn, Ni, але дещо понижений вміст Zn та Al.

Регіональні особливості проявляються й у характері накопичення хімічних елементів у фруктовій продукції досліджуваних географічних регіонів (рис. 4.4 (В)). Як видно з рис. 4.4 (В) та табл. 4.5 (Б), для фруктової продукції видова диференціація у накопиченні металів проявляється у меншій мірі, ніж для овочів. Однак, для слив визначені вищі середні концентрації металів (3,33–4,85 мг/кг), ніж для яблук (2,18–4,8 мг/кг). На першому місці в акумулятивних рядах також знаходиться Fe, причому максимальна концентрація цього металу

спостерігається для слив Карпат (24,82 мг/кг), а мінімальна – для яблук Криму (8,9 мг/кг). Слід зазначити, що для Al, Zn, Cu, фіксується відносно слабке реагування на регіональні відмінності, тоді як у накопиченні інших важких металів територіальна прив'язка рослинної продукції до певного регіону має суттєве значення.

Регіональні особливості накопичення мікроелементів проявляються у їх максимальному накопиченні у фруктовій продукції Карпатського регіону. Так, середні концентрації мікроелементів у фруктах Карпат складають 4,82 мг/кг, що у 2,2 рази більше, ніж у фруктах Криму (2,22 мг/кг). Фруктова продукція Харківського регіону займає проміжне положення (2,75 мг/кг).

Говорячи про екологічну безпеку фруктовій продукції, слід зазначити, що згідно з СанПіН 42-123-4089-86 [290] для фруктів досліджуваних регіонів спостерігається перевищення ГДК за Cd (у 2,7–8 раз) та Pb (у 1,5–2,4 рази). Особливо високі концентрації даних важких металів характерні для слив Харківського регіону: за Pb – 2,4 ГДК, за Cd – 8 ГДК. Недотримання гранично допустимих нормативів за вмістом таких металів, як Zn, Ni, Pb, Cr та Cd, спостерігається і для овочевої продукції (рис. 4.5).



**Рис. 4.5. Порівняння концентрацій важких металів у овочевій продукції різних регіонів України з ГДК**

Максимальні перевищення ГДК характерні для овочів Харківського регіону: цибуля – Zn – 1,1 ГДК, Ni – 1,74 ГДК, Pb – 3,8 ГДК, Cr – 2,85 ГДК, Cd – 8 ГДК; картопля – Ni – 1,6 ГДК, Pb – 1,8 ГДК, Cr – 1,8 ГДК,



Cd – 6,3 ГДК. Для картоплі Карпатського та Кримського регіонів зафіксоване перевищення ГДК лише за одним металом: за Cd у 3 рази та 2 рази відповідно. Однак, для цибулі Карпат встановлено максимальне перевищення за Ni – 3,4 ГДК, а також перевищення за Cr (1,45 ГДК) та Cd (3,7 ГДК). А для цибулі, вирощеної у межах Кримського регіону, зафіксоване недотримання гранично допустимого вмісту за 3 металами – Pb (1,2 ГДК), Cr (1,6 ГДК) та Cd (2 ГДК).

Якщо враховувати поелементні показники середніх концентрацій металів, то серед овочевої продукції досліджуваних регіонів овочі Карпат характеризуються найвищими концентраціями за Fe, Mn та Ni та мінімальними – за Pb, Co та Cr порівняно з овочами інших регіонів. Овочі Криму містять мінімальні концентрації Fe, Ni, Cd, Mn серед проаналізованих зразків овочів з інших досліджуваних регіонів, а також низькі концентрації Cr. Для овочів Харківського регіону спостерігається максимальний вміст Zn, Pb, Co, Cr та Cd.

Фруктова продукція Криму порівняно з фруктами інших регіонів відзначається мінімальним вмістом Fe, Zn, Ni, Co та Cr. Фрукти Карпат характеризуються найнижчими концентраціями Pb та Cd, проте максимальним вмістом Fe, Mn та Cu. Серед проаналізованих зразків фруктової продукції досліджуваних регіонів максимальні концентрації таких високотоксичних важких металів, як Ni, Co, Cd, Pb, зафіксовані для фруктів Харківського регіону.

Таким чином, простежуються чітка особливість регіонального розподілу досліджуваних металів: серед проаналізованих зразків рослинної продукції досліджуваних регіонів найбільше накопичення рослинною продукцією Zn, Pb, Co та Cd характерне для Харківського регіону, а Fe та Mn – для Карпат. Мінімальна акумуляція Fe, Ni, та Cr характерна для рослинної продукції Криму, а Pb та Cd – для Карпатського регіону. Розподіл Al та Cu загалом слабо піддається регіональній диференціації.

Виявлені особливості розподілу мікроелементів у ґрунтах та рослинній продукції підтверджують, що у конкретному регіоні для кожного виду рослинної продукції формуються свої специфічні шляхи накопичення важких металів. Підкреслимо, що овочеві культури володіють більш чітко вираженими видовими відмінностями у накопиченні хімічних елементів, тоді як для фруктової продукції видова диференціація в акумуляції мікроелементів значно нівелюється під впливом регіональних факторів.

Отже, у ході регіональних трофогеографічних досліджень було встановлено, що овочі (особливо цибуля) характеризуються більшими

металоакумулятивними властивостями, ніж фрукти. Дані закономірності підтверджують і результати регіональних трофогеографічних досліджень в умовах лісостепової та степової природних зон у межах Харківського регіону [200, 221]. Так, згідно з результатами експериментів, найвищі середні концентрації важких металів здатні акумулювати ґрунтові овочі (представники лілійних: часник – 5,03 мг/кг, цибуля – 4,56 мг/кг), потім ідуть лікарські трави (3,99 мг/кг) та надґрунтові овочі (3,38 мг/кг), далі – ягоди (2,44 мг/кг) та фрукти (1,98 мг/кг). Дуже високі середні концентрації важких металів (від 2,71 мг/кг до 18,5 мг/кг) були зафіксовані і для листя фруктових дерев, вирощених поблизу дорожніх ландшафтів.

Проведені дослідження на прикладі модельного Харківського регіону дозволили виявити певні особливості акумуляції важких металів залежно від типу харчової рослинної продукції, яка споживається в їжу. Так, згідно з отриманими результатами досліджень можна виділити наступний ряд рослинної продукції відповідно до встановлених металоакумулятивних властивостей: соковиті плоди (1,98–2,95 мг/кг) < коренеплоди (4,0 мг/кг) та клубні (4,3 мг/кг) < стебла та листя (в середньому 4,5 мг/кг, інколи понад 18,0 мг/кг). Отже, в органах запасання асимілянтів відбувається мінімальне накопичення важких металів. Простежені нами тенденції підтверджуються і результатами досліджень інших вчених, зокрема Ю. В. Алексєєва [5] та В. Б. Ільїна [139].

Також у ході досліджень була простежена диференціація металоакумулятивних властивостей рослин залежно від їх фізіологічних особливостей. Так, листові овочі (петрушка, кріп, капуста) в середньому містять у 3,5–1,5 рази більше важких металів, ніж плодові нелистові овочі (кабачки, огірки, томати). Зроблені нами висновки знаходять підтвердження у ряді наукових робіт [396, 400, 448].

Слід відзначити наявність певних особливостей різних овочів у накопиченні конкретних хімічних елементів. Наприклад, якщо не враховувати петрушку та кріп, то ґрунтові овочі акумулюють вищі концентрації Ni (0,75–0,89 мг/кг) та Zn (7,4–10,4 мг/кг), ніж надґрунтові – відповідно 0,17–0,65 мг/кг та 2,2–7,1 мг/кг. Простежуються і видові відмінності. Зокрема, селерові овочі – петрушка (6,47 мг/кг) та морква (4,19 мг/кг) – містять у 1,3–2,9 рази вищі середні концентрації важких металів, ніж капустяні – капуста (3,16 мг/кг) та редис (2,26 мг/кг).

На основі аналізу побудованих акумулятивних рядів було встановлено відсутність прямої залежності вмісту важких металів у рослинній продукції від їх рухомих форм у ґрунті. Для всіх

досліджуваних видів рослин в акумулятивних рядах металів пріоритетним виявився Fe, середній вміст якого у рослинах складав 15,33 мг/кг, а максимальні концентрації досягали 90,2 мг/кг. Далі слідували Zn та Mn, тоді як у спряжених з рослинами ґрунтах у всіх випадках зафіксовано домінуючий вміст рухомих форм Mn (в середньому 9,73 мг/кг). Даний факт є яскравим підтвердженням явища селективного поглинання хімічних елементів рослинами залежно від їх біогенності та есенційності.

Значна увага у ході регіональних трофогеографічних досліджень на прикладі модельного Харківського регіону приділялась виявленню особливостей ґрунтового та аерального надходження важких металів до рослинної продукції. Особливості ґрунтового надходження хімічних елементів були простежені на основі виявлення інтенсивності поглинання рослинами мікроелементів із ґрунту, яку дозволяє встановити коефіцієнт біоаккумуляції  $A_x$  (або  $K_6$ ), запропонований О. І Перельманом [273, 274] та Б. Б. Полиновим [280]. Нагадаємо, що дані науковці пропонують розраховувати коефіцієнт біоаккумуляції як співвідношення вмісту елемента в попелі рослин до його валового вмісту у ґрунті чи гірській породі. Однак, як зазначає М. С. Касимов, даний показник відображає скоріше потенційну біогеохімічну рухомість хімічних елементів, ніж реальну. В той час, як більш об'єктивну оцінку доступності важких металів для рослин слід робити на основі врахування не валових, а рухомих, розчинних у ґрунтовому розчині форм металів [274].

Тому як варіант коефіцієнта біологічного поглинання нами було розраховано коефіцієнт біогеохімічної рухливості ( $B_x$ ) за М. С. Касимовим [274] як відношення вмісту хімічного елемента у сухій речовині рослин до його рухомих форм у ґрунті за формулою (3.3). Розрахунок коефіцієнта  $B_x$  дав змогу виявити актуальну доступність для рослин хімічних елементів і ступінь використання ними рухомих форм металів у ґрунті (табл. 4.6).

Таблиця 4.6

### Коефіцієнти біогеохімічної рухомості $B_x$ для рослин

Рослини	Хімічний елемент									
	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Pb	Al	Co	Cr	Cd
Ґрунтові овочі	5,71	1,73	1,69	2,93	0,76	0,90	1,05	0,87	0,93	0,83
Надґрунтові овочі	3,84	0,93	1,59	3,15	0,44	0,66	0,89	0,64	0,73	0,59
Фрукти	2,77	0,44	0,91	1,73	0,80	0,56	1,04	0,76	0,35	0,40
Ягоди	2,67	0,70	0,52	2,50	0,37	0,46	0,59	1,01	0,41	1,23
Лікарські трави	2,62	1,47	1,83	1,42	0,62	0,35	0,74	0,33	0,49	0,46

На основі результатів розрахунку показників  $B_x$  (табл. 4.6) нами було побудовано ряди біологічного поглинання за Б. Б. Полиновим [280]:

- для ґрунтових овочів:  $Fe > Cu > Mn > Zn > Al > Pb > Co > Ni > Cr > Cd$ ;
- для надґрунтових овочів:  $Fe > Cu > Zn > Mn > Al > Cr > Pb > Co > Cd > Ni$ ;
- для фруктів:  $Fe > Cu > Al > Zn > Ni > Co > Pb > Mn > Cd > Cr$ ;
- для ягід:  $Fe > Cu > Cd > Co > Mn > Al > Zn > Pb > Cr > Ni$ ;
- для лікарських трав:  $Fe > Zn > Mn > Cu > Al > Ni > Cr > Cd > Pb > Co$ .

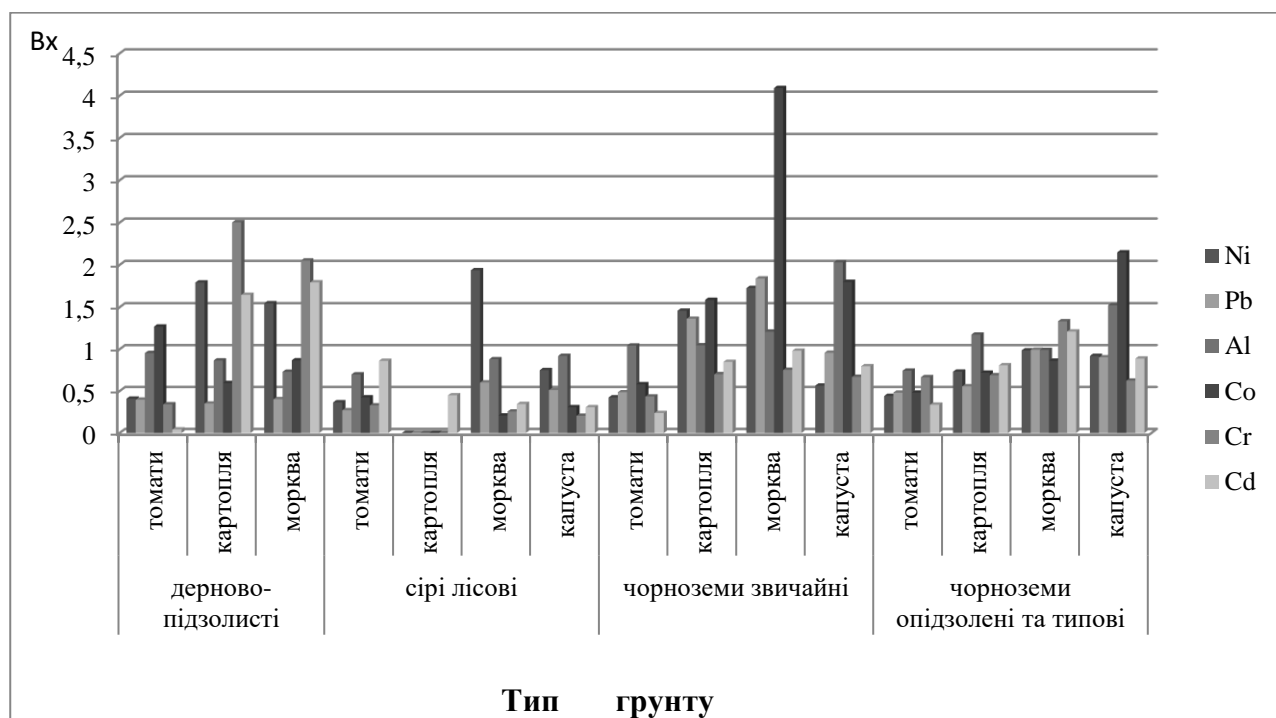
Як видно з рядів біологічного поглинання, Fe, Cu, Mn та Zn, найбільш інтенсивно поглинаються з ґрунту рослинами, що дозволяє віднести ці елементи до важких металів енергійного накопичення. Крім того, слід відзначити, що ягоди порівняно з іншими рослинами найбільш активно поглинають Cd. Зокрема, для обліпихи коефіцієнт  $B_x$  за Cd складає 5,64, для калини – 2,64–3,20, а для смородини червоної інколи досягав 6,0.

Ряди біологічного поглинання чітко підкреслюють антагоністичні взаємодії між важкими металами. Так, як це можна побачити на прикладі ягід та лікарських трав, високий вміст рухомих форм Co пригнічує поглинання рослинами Ni і навпаки. Дані тенденції дістають підтвердження у результатах досліджень інших науковців, зокрема А. Кабати-Пендіас [146, 404, 405] та Г. І. Рудька [62].

Крім того, було виявлено, що низьким значенням вмісту рухомих форм металів у ґрунті відповідають високі значення коефіцієнта  $B_x$ . На основі значень показників біологічного поглинання ( $B_x$ ) можна візуально простежити залежність інтенсивності поглинання хімічних елементів рослинами від типу ґрунту, на якому вони вирощені (рис. 4.6). Як видно з рис. 4.6, найвищі середні показники біологічної рухомості металів характерні для овочевих культур, вирощених на чорноземах звичайних, що свідчить про низький вміст рухомих форм важких металів у верхньому шарі ґрунтового профілю, що підтверджено результатами хімічного аналізу. Так, для чорноземів звичайних зафіксовані мінімальні середні концентрації важких металів у ґрунті (2,32 мг/кг) та рослинній продукції (3,4 мг/кг).

Гранулометричний склад чорноземів звичайних (середньо- та важко суглинисті) сприяє високій адсорбції металів; високий вміст гумусу у орному шарі (3–5,5 %) активізує комплексоутворення іонів металів з органічними кислотами; слабкокисла та близька до нейтральної реакція рН (5,5–6) здатна, за словами R. H. Dowdy [384], забезпечити малу рухомість важких металів і гігієнічну чистоту сільськогосподарських культур. Тому генетичні характеристики чорноземів звичайних

дозволяють вважати їх найбільш екологічно безпечними ґрунтами в умовах потенційного впливу антропогенного фактора.



**Рис. 4.6. Варіація інтенсивності поглинання хімічних елементів рослинами залежно від типу ґрунту (на прикладі Харківського регіону)**

Окремим аспектом регіональних трофогеографічних досліджень було виявлення особливостей накопичення важких металів в умовах пресингу фактора атмосферного забруднення, спричиненого викидами промислових підприємств та автотранспорту. Тому з метою простеження ролі аерального надходження політантів було проаналізовано вміст металів у рослинній продукції, вирощеній на території Харківського регіону, залежно від ступеня забруднення атмосферного повітря.

Наприклад, було встановлено, що у капусті, вирощеній умовах значного та відносно значного ступеня забруднення атмосферного повітря [275] вміст Cd становив 0,073–0,122 мг/кг (2,3–4,1 ГДК). Тоді як у рослинах, вирощених в умовах незначного та відносно незначного ступеня забруднення повітря [275] ці показники становили 0,01 – 0,07 мг/кг (1,3–1,7 ГДК). При цьому слід зазначити, що за умови практично однакового вмісту Cd у ґрунті (0,17–0,21 мг/кг) середні значення коефіцієнту  $B_x$  для капусти, вирощеної в умовах інтенсивного

атмосферного забруднення ( $B_x = 0,75$ ), були у 1,3 рази нижчі, ніж для рослин, вирощених за незначного впливу даного фактора ( $B_x = 1$ ).

Таким чином, за умови практично однакового вмісту у ґрунті рухомих форм Cd та слабкої інтенсивності поглинання Cd з ґрунту (згідно з показниками коефіцієнту  $B_x$ ) були зафіксовані значні концентрації даного металу у рослинній продукції, що свідчить про домінуючий внесок аерального надходження Cd в умовах техногенного навантаження. Подібні тенденції простежуються і для цибулі, для якої в умовах атмосферного забруднення концентрації Cd (0,23 мг/кг) та Pb (1,77 мг/кг) у 1,4–1,6 разів вищі, ніж за відносної відсутності контамінації атмосферного повітря (0,14 мг/кг та 1,27 мг/кг відповідно). Однак, слід зазначити, що, наприклад, для моркви та столового буряка залежність накопичення важких металів від ступеня забруднення атмосфери простежуються відносно слабо.

Отже, видові відмінності відображаються не лише в особливостях біоаккумуляції важких металів, але й у співвідношенні частки кореневого або аерального їх надходження. Зрозуміло, що виявлені закономірності, підтвердження яких потребує проведення більш детальних досліджень, жодним чином не можуть заперечувати пріоритетність кореневого механізму надходження хімічних елементів. Адже, як відомо, можливим є поглинання мікроелементів із ґрунтового розчину проти градієнту їх концентрацій. Але, на нашу думку, такий характер біоаккумуляції можна пояснити за допомогою «багатокомпонентної теорії», яка підкреслює внесок аерального надходження забруднюючих речовин до рослинної продукції в умовах техногенного пресингу.

Встановлені у ході регіональних трофогеографічних досліджень особливості формування хімічного складу рослинної продукції підкреслюють імперативність врахування впливу соціально-економічних (антропогенних) факторів на процеси перерозподілу важких металів у природних компонентах і, як наслідок, на формування екологічного стану довкілля. Крім того, внаслідок інтенсифікації процесів антропогенної трансформації біосфери техногенне привнесення важких металів у довкілля, на думку деяких вчених [5, 138, 139, 295, 296, 329, 332], робить антропогенний фактор формування якості рослинних продуктів харчування домінуючим над природними закономірностями розподілу хімічних елементів. Враховуючи комплексний характер формування якості продуктів харчування, необхідно проводити їх ідентифікацію не лише з природними умовами їх вирощування, але і з набором соціальних та економічних факторів,

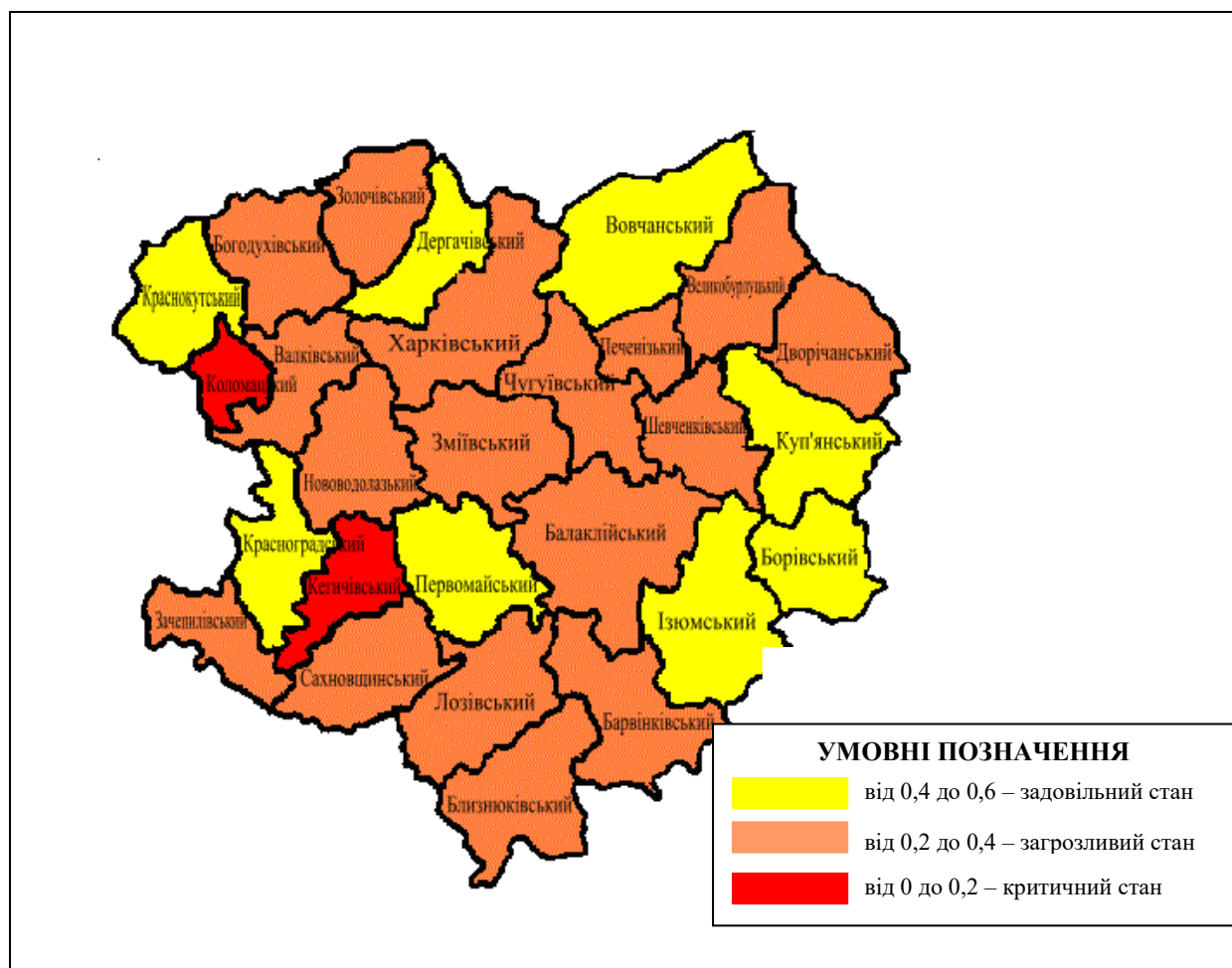
що відображають характер господарського освоєння певної території. Дана ідея потребує залучення наукових доробків як фізичної, так і соціально-економічної географії, що реалізується у використанні конструктивно-географічного підходу до встановлення характеру міграції хімічних елементів між елементами природних та соціально-економічних систем.

Саме тому у ході регіональних трофогеографічних досліджень, які проводились у межах модельного Харківського регіону протягом 2007–2012 рр., було проведено оцінку соціально-економічного та екологічного розвитку території Харківської області з метою виявлення потенційної залежності якості рослинної продукції від стану соціально-економічної та екологічної підсистем довкілля. Оцінка соціально-економічного та екологічного стану Харківського регіону проводилась на основі методики інтегральної оцінки соціо-економіко-екологічного (СЕЕ) розвитку території згідно з А. М. Прищепою та Л. В. Клименко [153, 252, 281] за формулами (3.7 – 3.9).

На основі розрахованих інтегрованих показників було здійснено класифікацію стану соціального, економічного та екологічного розвитку адміністративних районів Харківського досліджуваного регіону (табл. А.2 – А.11) (див. додаток А) та побудовано серію карт стану соціальної, економічної та екологічної підсистем Харківської області станом на 2010 р., а також комплексну карту соціо-економіко-екологічного (СЕЕ) розвитку регіону подана на рис. 4.7.

Згідно з результатами розрахунку інтегрованого показника соціо-економіко-екологічного (СЕЕ) розвитку регіону (рис. 4.7) із 27 адміністративних районів Харківської області 2 райони мають критичний стан соціо-економіко-екологічного розвитку території (Кегичівський та Коломацький райони); 17 районів – загрозливий стан; 8 районів – задовільний стан. Таким чином, для переважної більшості районів Харківського регіону було встановлено наявність інтенсивних процесів деградації навколишнього середовища під впливом активізації техногенезу та активного соціально-економічного розвитку. Високий рівень розвитку соціально-економічної підсистеми довкілля проявляється у посиленні антропогенного навантаження на природні підсистеми і, як наслідок, контамінації природних компонентів та утворенні техногенних аномалій.

Збільшення концентрацій забруднюючих речовин у навколишньому середовищі негативно відображається і на якості рослинної харчової продукції, яка стає акумулятором поллютантів. Зокрема, дані тенденції підтверджують і результати дослідження



**Рис. 4.7. Оцінка індексу соціо-економіко-екологічного (СЕЕ) розвитку Харківського регіону станом на 2010 р.**



особливостей формування рівня забруднення рослинної продукції, вирощеної на території модельного Харківського регіону [200, 221].

З метою оцінки ступеня забруднення рослинної продукції по аналогії з методиками оцінки екологічної безпеки ґрунтового покриву було розраховано показник поліелементного забруднення ( $C_z$ ) за С. А. Балюком [16] (за В. М. Гуцуляком [88]) – сумарний показник небезпечності забруднення ( $K_{нб}$ ). Розрахунок показника  $C_z$  проводився за формулою (3.5) як загальна сума відношень актуальних концентрацій важких металів у рослинній продукції до їх гранично допустимого вмісту (ГДК).

Результати розрахунку показника поліелементного забруднення ( $C_z$ ) для овочів, вирощених у межах Харківського регіону, засвідчили, що переважну більшість (95,14 %) зразків не можна вважати екологічно безпечними. Так, згідно зі шкалою оцінки ступеня забруднення (табл. 3.2) із 247 проаналізованих зразків овочів лише 4,86 % (12 зразків) є незабрудненими, причому із них 3,24 % (8 зразків) припадає на надґрунтові овочі і лише 1,62 % (4 зразки) – на ґрунтові овочі. Слабо забрудненими виявились 5,26 % (13 зразків) овочів (у тому числі, 1,62 % (4 зразки) – ґрунтові овочі; 3,64 % (9 зразків) – надґрунтові овочі), середньо забрудненими – 21,86 % (у тому числі, 8,5 % (21 зразок) – ґрунтові овочі; 13,36 % (33 зразки) – надґрунтові).

На основі отриманих значень показника  $C_z$  сильний ступінь забруднення було встановлено для 43,32 % (107 зразків) досліджуваних зразків рослинної овочевої продукції (у тому числі, 26,72 % (66 зразків) – ґрунтові овочі; 16,6 % (41 зразок) – надґрунтові овочі), в той час, як 24,7 % (61 зразок) досліджуваних овочів виявились дуже сильно забрудненими (у тому числі, 19,84 % (49 зразків) – ґрунтові овочі; 4,86 % (12 зразків) – надґрунтові овочі). Причому, слід зазначити, що максимальні значення показника  $C_z$  були зафіксовані для петрушки ( $C_z = 106,9$ ) та картоплі ( $C_z = 121,56$ ). Однак, якщо не враховувати петрушку, для якої середні показники  $C_z$  становлять 52,2, за середніми узагальненими даними, найбільш забрудненими є ґрунтові овочі, а саме цибуля ( $C_z = 14,7$ ), часник ( $C_z = 12$ ), картопля ( $C_z = 11,96$ ) та морква ( $C_z = 10,27$ ) (рис. 4.8).

Як видно з рис. 4.8, більш екологічно безпечними є надґрунтові овочі: баклажани ( $C_z = 2,3$ ), огірки ( $C_z = 4,86$ ) та кабачки ( $C_z = 5,13$ ). Незважаючи на те, що для редису розраховані мінімальні середні значення  $C_z = 1,73$ , невелика кількість досліджених зразків даної овочевої культури не дозволяє в повній мірі стверджувати про наявність мінімальних властивостей до акумуляції металів.



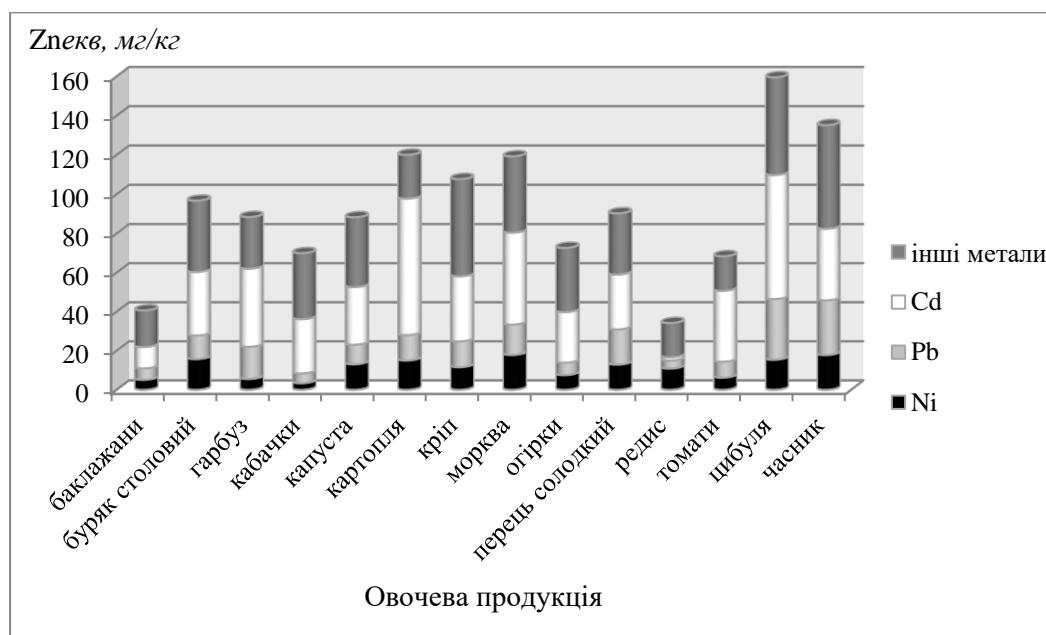
**Рис. 4.8. Показник поліелементного забруднення ( $C_z$ ) овочевої продукції, вирощеної на території модельного Харківського полігону**

Високий ступінь забруднення переважної більшості проаналізованих зразків овочевої продукції, вирощеної на території Харківського регіону, підтвердили і результати розрахунку ступеня забруднення за цинковим еквівалентом ( $Zn_{екв}$ ). Розрахунок ступеня забруднення за цинковим еквівалентом ( $Zn_{екв}$ ) проводився згідно з методикою, запропонованою С. А. Балюком [16] за формулою (3.6). Даний показник визначався як загальна сума результатів множення актуальних концентрацій рухомих форм окремих важких металів на еквівалент цинку, який розраховувався як відношення ГДК цинку до ГДК певного металу [15, 16].

Згідно з отриманими значеннями показника  $Zn_{екв}$  екологічно безпечною є лише 4,45 % (11 зразків) овочевої продукції (у тому числі, 1,62 % (4 зразки) – ґрунтові овочі; 2,83 % (7 зразків) – надґрунтові овочі). Слабко забрудненими виявилось 7,69 % (19 зразків) (у тому числі, 1,62 % (4 зразки) – ґрунтові овочі; 6,07 % (15 зразків) – надґрунтові овочі); середньо забрудненими – 49,4 % (122 зразки), сильно забрудненими – 29,15 % (72 зразки) (у тому числі, 21,86 % (54 зразки) – ґрунтові овочі; 7,29 % (18 зразків) – надґрунтові овочі); дуже сильно забрудненими – 9,31 % (23 зразки).

За допомогою показника ступеню забруднення за цинковим еквівалентом ( $Zn_{екв}$ ) було також простежено відносну токсичність кожного окремого важкого металу. Зокрема, на рис. 4.9 проілюстровано

внесок Ni, Pb та Cd як найбільш поширених і небезпечних поллютантів техногенного походження у сумарне забруднення рослинної продукції за цинковим еквівалентом ( $Zn_{екв}$ ).



**Рис. 4.9. Загальна сума еквівалентів цинку для овочевої продукції Харківського регіону, мг/кг**

Як видно з рис. 4.9, цинкові еквіваленти для Ni, Pb та Cd складають домінуючу частину загальної суми еквівалентів цинку для досліджуваних зразків овочевої продукції Харківського регіону (у середньому 63,85 % від загальної суми еквівалентів цинку). Зокрема, для петрушки та картоплі частка еквівалентів цинку для Ni, Pb та Cd від загальної суми еквівалентів цинку становить 84,5 % та 81,4 % відповідно. Найменші значення показника  $Zn_{екв}$  були розраховані для надґрунтових овочів – баклажанів (40,7 мг/кг), огірків, томатів та кабачків (68,4–72,7 мг/кг), не беручи до уваги редис (34,19 мг/кг). Якщо не враховувати петрушку, для якої зафіксовані максимальні значення показника  $Zn_{екв}$  (538,6 мг/кг), то найбільш забрудненими серед овочевої продукції Харківського регіону виявились ґрунтові овочі – представники лілійних: цибуля (159,5 мг/кг) та часник (135,2 мг/кг), а також картопля (120,1 мг/кг) та морква (119,3 мг/кг).

Загалом, серед сильно забрудненої та дуже сильно забрудненої продукції за показниками  $Zn_{екв}$  та  $C_z$  максимальна кількість зразків припадає на цибулю, моркву та картоплю. Слід зазначити, що для цибулі, вирощеної у межах Харківського регіону, згідно з результатами розрахунку показника  $Zn_{екв}$  50 % проаналізованих зразків виявились

сильно забрудненими, а 32,1 % – дуже сильно забрудненими. Розраховані у ході регіональних досліджень значення показника  $C_3$  також засвідчують високий рівень контамінації цибулі, адже для 39,3 % проаналізованих зразків цибулі було встановлено сильний ступінь забруднення, а 57,1 % досліджених зразків виявились дуже сильно забрудненими.

Високі металоаккумулятивні властивості даних видів ґрунтової овочевої продукції підтверджують і отримані у ході регіональних досліджень значення сумарного показника забруднення природного компонента ( $Z_{cj}$ ), який розраховувався згідно з методикою, запропонованою В. М. Гуцуляком [88] за формулою (3.4). Так, із загальної кількості проаналізованих зразків цибулі 35,7 % зразків належать до небезпечної категорії забруднення ( $Z_{cj} = 32,7\text{--}58,9$ ), для моркви – 32,5 % ( $Z_{cj} = 32,4\text{--}63,7$ ), для картоплі – 25 % ( $Z_{cj} = 32,2\text{--}97,7$ ).

Отже, було встановлено, що близько 95 % зразків овочевої продукції є забрудненою, причому ґрунтові овочі (особливо цибуля та часник, а також морква і картопля) є більш екологічно небезпечними порівняно з надґрунтовими.

На прикладі модельного Харківського регіону було простежено характер територіального розподілу забруднення овочевої продукції шляхом побудови на базі MAP Info 8.5 інтерполяційних карт рівня забруднення ґрунтових і надґрунтових овочів за показниками ступеня поліелементного забруднення ( $C_3$ ) та цинкового еквівалента ( $Zn_{екв}$ ), а також серії інтерполяційних карт розподілу коефіцієнтів концентрації ( $K_c$ ) та коефіцієнтів біогеохімічної рухливості ( $B_x$ ) за кожним із 10 досліджуваних мікроелементів (Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Al, Co, Cr та Cd) для овочевої та фруктовো-ягідної продукції.

У ході регіональних трофогеографічних досліджень була здійснена спроба ідентифікації рівня забруднення овочевої продукції із соціально-економічними та екологічними умовами території її вирощування. Провівши порівняльний аналіз характеру територіального розподілу значень показників  $C_3$  та  $Zn_{екв}$ , було встановлено певну залежність рівня забруднення рослинної продукції від соціо-економіко-екологічного (СЕЕ) розвитку районів Харківського регіону (рис. 4.7). Так, співставлення побудованих карт оцінки СЕЕ розвитку регіону та тематичних інтерполяційних карт рівня забруднення рослинної продукції дало змогу довести, що рослинна продукція, вирощена на території адміністративних районів з низькими показниками індексу СЕЕ розвитку, відзначається високим ступенем забруднення.

Наприклад, говорячи про якість ґрунтових овочів, вирощених на території Харківського регіону (рис. 4.10), слід підкреслити, що найвищий рівень забруднення згідно з показником  $C_3$  встановлено для ґрунтових овочів, вирощених на території Харківського, Зміївського, Чугуївського та Нововодолазького районів, які згідно з розрахованими значеннями індексу СЕЕ розвитку Харківського регіону належать до територій із загрозливим соціо-економічним та екологічним станом (рис. 4.7). Як видно з рис. 4.10, досить високий рівень забруднення встановлений і для ґрунтових овочів, вирощених на території Первомайського, Лозівського, Дергачівського та Барвінківського районів, які згідно з індексом ІСЕЕРТ характеризуються задовільним станом соціально-економіко-екологічного розвитку.

Подібна тенденція щодо територіального розподілу рівня забруднення ґрунтової овочевої продукції спостерігається і за показником цинкового еквівалента ( $Zn_{екв}$ ). Територіальний розподіл забруднення надґрунтових овочів також характеризується певними тенденціями, що мають схожі риси із особливостями районування Харківської області за показником соціально-економіко-екологічного розвитку. Так, надґрунтові овочі, що відзначаються найвищим рівнем забруднення за показником ступеня поліелементного забруднення ( $C_3$ ) і показником цинкового еквівалента ( $Zn_{екв}$ ), також територіально приурочені до районів із загрозливим соціо-економіко-екологічним станом. Найвищий рівень забруднення встановлений для зразків надґрунтових овочів, відібраних на території Харківського, Зміївського, Чугуївського, Балаклійського районів, а також частково Дергачівського та Вовчанського районів. Нагадаємо, що ці адміністративні райони згідно з розрахованими значеннями індексу СЕЕ розвитку належать до територій із загрозливим і задовільним станом соціо-економіко-екологічного розвитку (рис. 4.7). В той же час, надґрунтова овочева продукція, вирощена в межах районів, що характеризуються еталонним і сприятливим екологічним станом (Близнюківський, Барвінківський, Куп'янський) відзначається найменшими значеннями показників  $C_3$  і  $Zn_{екв}$ .

Загалом, слід відзначити, що згідно з розрахованими показниками  $C_3$  і  $Zn_{екв}$  ґрунтові овочі, вирощені в межах степової зони, характеризуються вищим рівнем забруднення, ніж ґрунтові овочі лісостепу. Дана тенденція співпадає із встановленими у ході досліджень особливостями диференціації металоаккумулятивних властивостей рослинної продукції залежно від природних умов вирощування. Так, згідно з показниками регіонального географічного фону (РГФ) та значеннями середніх концентрацій важких металів ґрунтові овочі степу здатні накопичувати

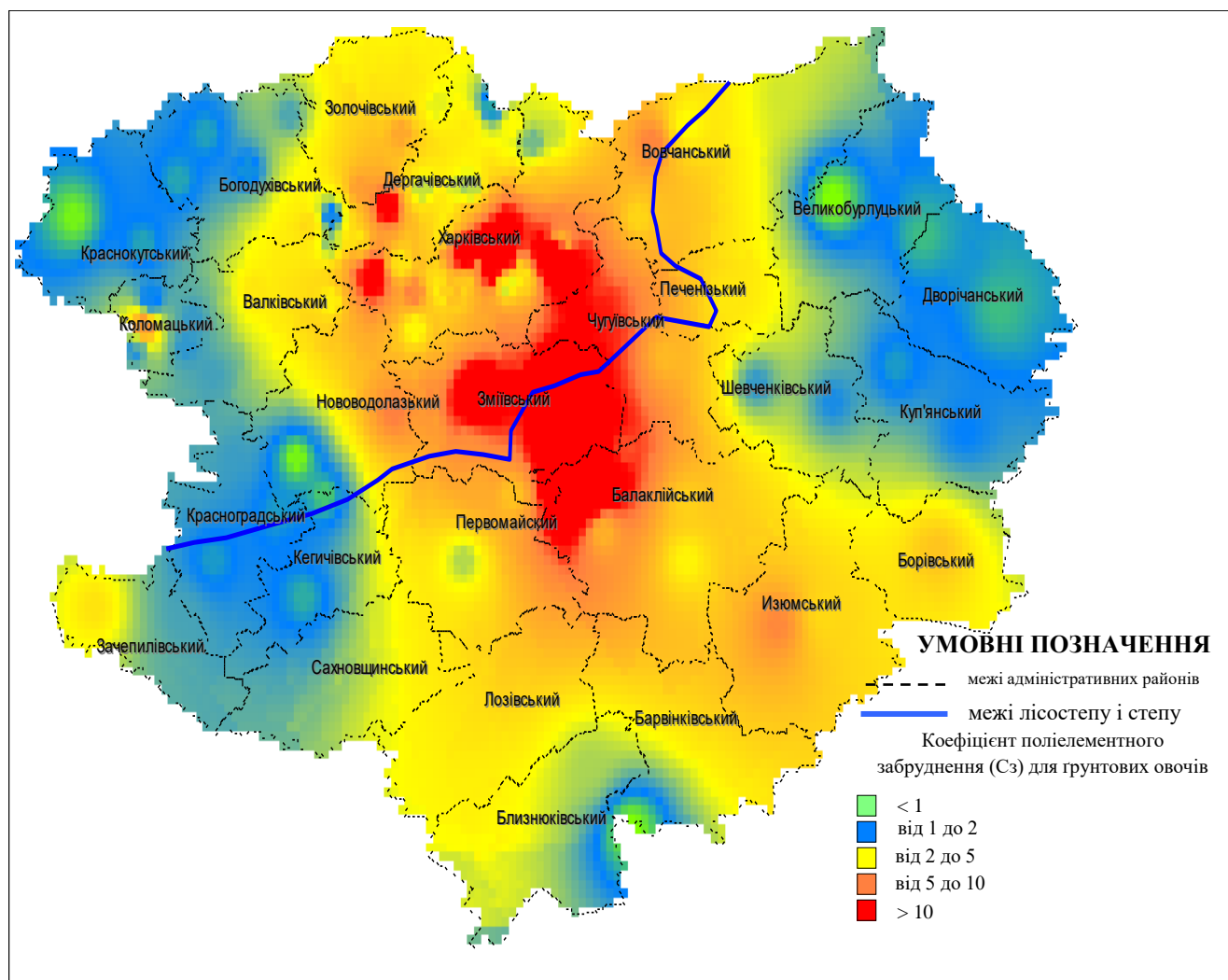
вищі порівняно з аналогічними показниками для даної продукції лісостепу концентрації Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Co, Cd.

Згідно з побудованими інтерполяційними картами надґрунтові овочі степу також відзначаються дещо вищою інтенсивністю забруднення як за показником ступеня поліелементного забруднення ( $C_3$ ) (рис. 4.11), так і за показником цинкового еквівалента ( $Zn_{екв}$ ). Однак, для надґрунтових овочів згідно з розрахованими показниками РГФ та середніми концентраціями важких металів була встановлена тенденція до акумуляції вищих концентрацій більшості мікроелементів у межах лісостепової природної зони порівняно зі степовою.

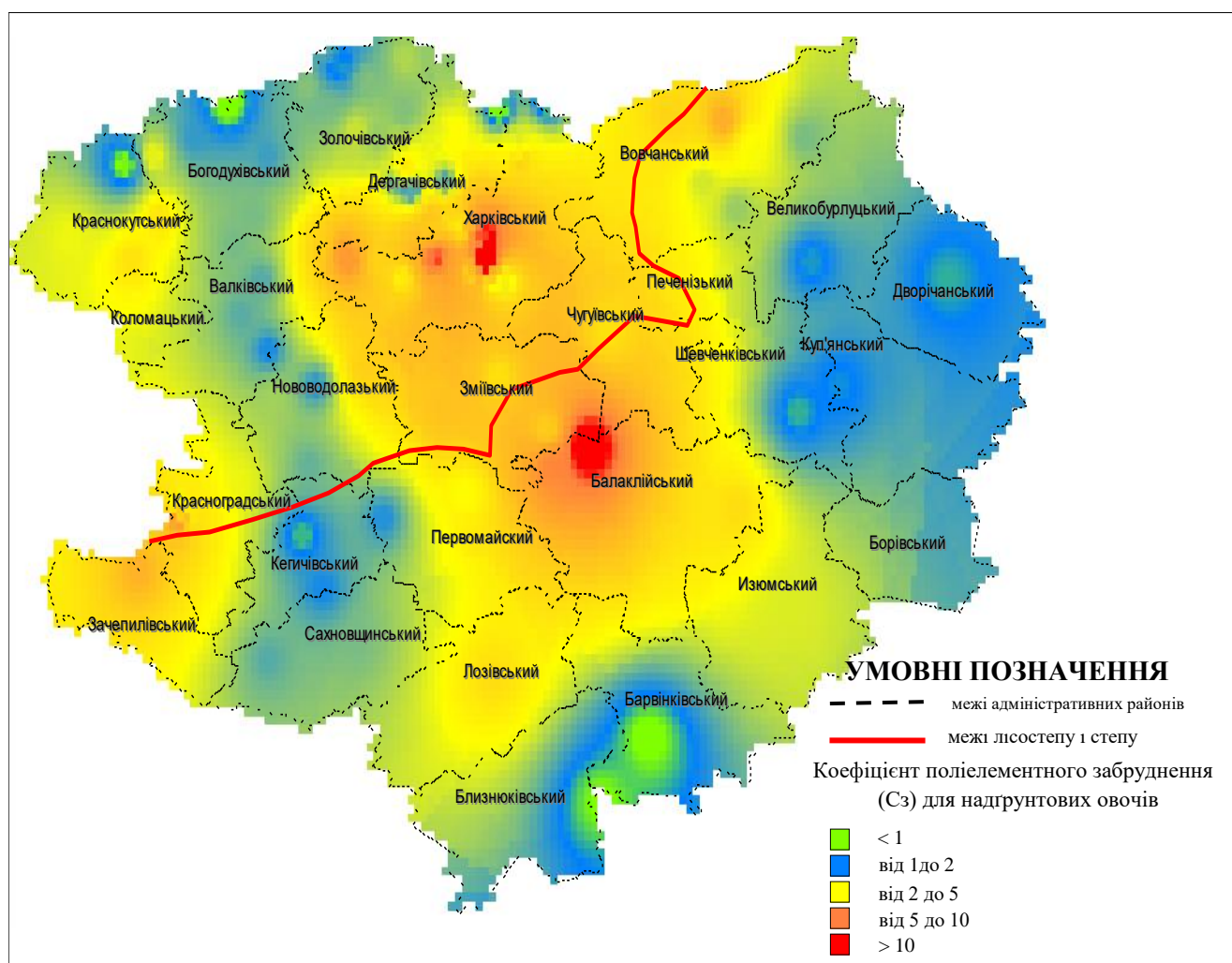
Проте, металоакумулятивні особливості надґрунтових овочів, вирощених в межах степу, проявляються у накопиченні високих концентрацій Ni та Pb – політантів техногенного походження, яким належить домінуючий внесок у сумарне забруднення рослинної продукції, як це підтверджують розраховані значення показника цинкового еквівалента ( $Zn_{екв}$ ) (рис. 4.9). Крім того, територіальний розподіл розрахованих у ході досліджень коефіцієнтів біогеохімічної рухливості ( $B_x$ ) (як варіанта коефіцієнта біоакумуляції) та коефіцієнтів концентрації ( $K_c$ ) Ni та Pb у надґрунтових овочах свідчить про накопичення високих концентрацій цих важких металів надґрунтовими овочами у межах степової природної зони. Як приклад у роботі подана карта територіального розподілу значень коефіцієнта концентрації ( $K_c$ ) Pb у надґрунтових овочах Харківського регіону (рис. 4.12).

Таким чином, підвищений рівень забруднення надґрунтових овочів степової зони може бути обумовлений вмістом високих концентрації таких небезпечних важких металів, як Ni та Pb, частка техногенного привнесення яких у навколишнє середовище значно збільшується із інтенсифікацією антропогенного пресингу на довкілля. Крім того, той факт, що рослинна продукція, вирощена в межах степу, характеризується потенційною можливістю до підвищеної акумуляції Ni та Pb, підтверджується і особливостями накопичення даних важких металів у ґрунтових овочах.

Зокрема, згідно з результатами регіональних трофогеографічних досліджень та побудованими на їх базі картографічними творами, ґрунтові овочі, вирощені в межах степової частини Харківського регіону, характеризуються високими показниками коефіцієнта  $B_x$  за Pb. Це може свідчити про інтенсивне ґрунтове або аеральне надходження даного металу до овочевої продукції, вирощеної на присадибних ділянках, що відзначаються територіальною близькістю до антропогенних джерел забруднення, зокрема автомагістралей з високою

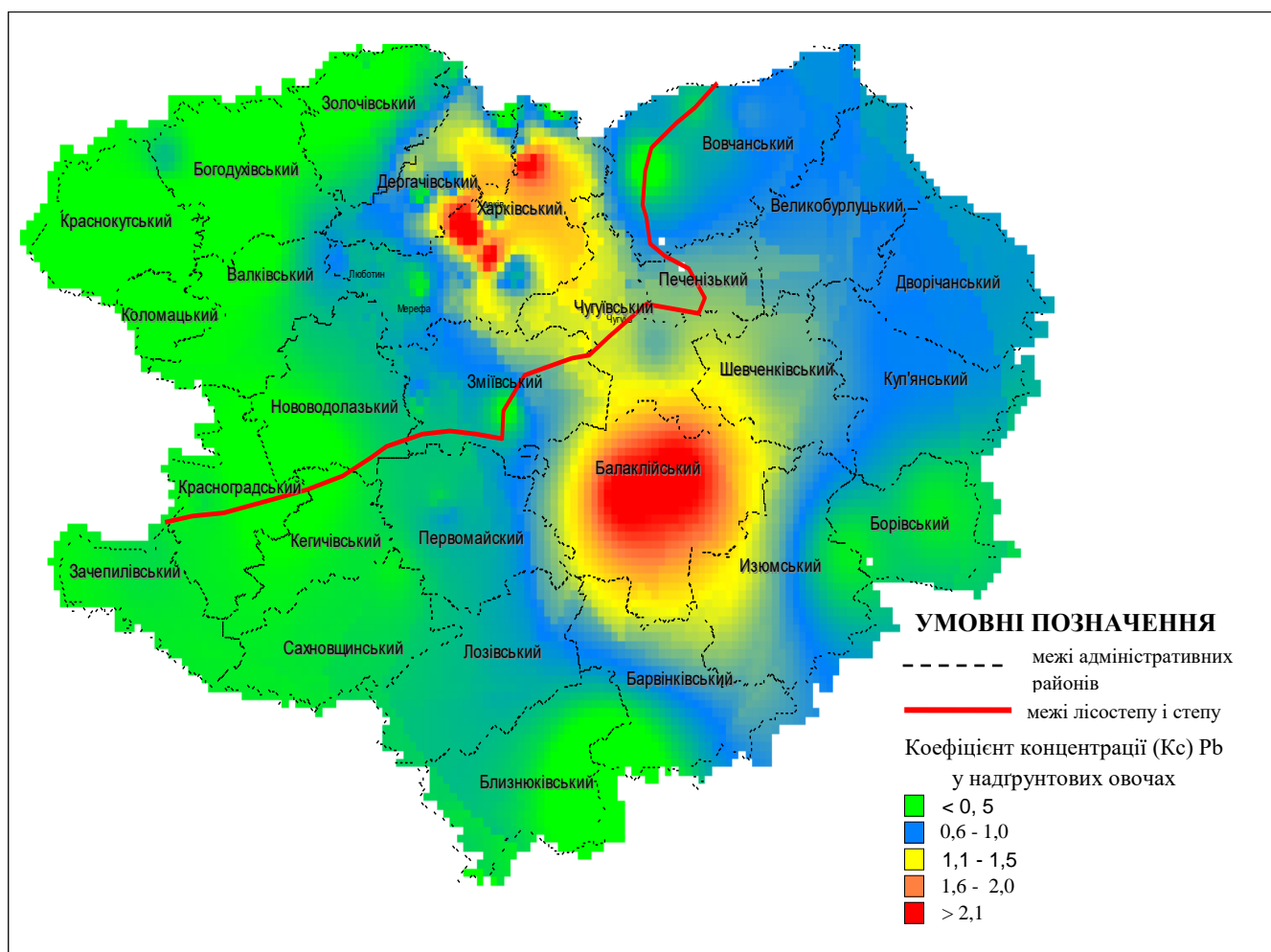


**Рис. 4.10. Рівень забруднення ґрунтових овочів Харківського регіону за показником ступеня поліелементного забруднення ( $C_3$ ) (1 : 500 000)**



**Рис. 4.11. Рівень забруднення надґрунтових овочів Харківського регіону за показником ступеня поліелементного забруднення ( $C_3$ ) (1 : 500 000)**





**Рис. 4.12. Коефіцієнт концентрації ( $K_c$ ) Pb у надґрунтових овочах Харківського регіону (1 : 500 000)**

інтенсивністю руху автотранспорту.

Встановлена на прикладі території Харківського регіону тенденція до акумуляції підвищених концентрацій Рb овочевою продукцією, вирощеною в умовах степової природної зони, порівняно з лісостеповою, підтверджується і регіональними територіальними особливостями накопичення даного важкого металу в рослинній продукції в межах України. Так, як уже зазначалось раніше, середня концентрація Рb у рослинних продуктах харчування, вирощених в умовах степової природної зони в межах України, на 41,8 % вища, ніж у рослинній продукції лісостепової зони (0,93 мг/кг та 0,66 мг/кг відповідно).

Таким чином, у ході даних трофогеографічних досліджень було простежено не лише вплив соціально-економічних факторів на рівень екологічної безпеки рослинної продукції, але і виявлено певні географічні закономірності формування якості продуктів харчування рослинного походження залежно від регіону їх вирощування. Загалом на основі отриманих результатів дослідження можна зробити дуже важливий практичний висновок – пошук шляхів оптимізації якості та екологічної безпеки рослинної продукції, що вирощується на власних присадибних ділянках у різних географічних зонах, потребує диференційованого підходу у видовому та територіальному аспектах.

#### **4.3 Трофогеографічні особливості акумуляції важких металів у рослинній продукції, вирощеній у межах різних геосистем**

**4.3.1 Особливості формування якості рослинної продукції, вирощеної у межах різних природних геосистем.** У ході трофогеографічних досліджень було простежено особливості формування хімічного складу рослинної продукції в умовах різних геосистем. Дослідження зосереджувались головним чином на території лісостепової зони. Тестові ділянки, переважна більшість яких розташована у межах Східноукраїнського фізико-географічного краю, були закладені на різних геоморфологічних рівнях – заплавах, піщано-борових і лесових терасах, на вододілах у межах різних типів ґрунтового покриття. Окремі дослідження проводилися у межах яружно-балкових систем. Різні геоморфологічні та ґрунтові умови зумовили відмінний характер геохімічної міграції елементів у компонентах ландшафту. Тому для рослинної продукції, приуроченої до кожного

окремого геоморфологічного рівня, притаманні свої особливості надходження важких металів, що і було доведено нашими дослідженнями [143, 202, 223, 232, 233, 241].

Зокрема, на початковому етапі трофогеографічних досліджень авторами разом із колегами в рамках кафедральних держбюджетних тематик було проведено пробні експерименти з метою виявлення впливу геоморфологічних умов на перерозподіл хімічних елементів у ґрунтах і рослинній продукції. Дослідження проводились на тест-ділянках, закладених у басейні р. Сіверський Донець, зокрема на тест-ділянці у межах високої заплави його лівої притоки р. Вовча на лучному чорноземі (с. Хрипуни) та тест-ділянці на вододілі (міоценова підвищена рівнина) між р. Хотимля та р. Плотва на чорноземі типовому (с. Новоолександрівка). Таким чином, Хрипунівський тест-майданчик є акумулятором площинного змиву, а Новоолександрівський – навпаки, є ділянкою переважного змиву. Тому при плануванні експерименту очікувалось збільшення концентрацій хімічних елементів у природних компонентах у межах Хрипунівської тест-ділянки та вірогідне їх зменшення у межах Новоолександрівської тест-ділянки. Однак даний прогноз дістав лише часткове підтвердження [202, 232].

У ході досліджень у ґрунтах (чорноземи типові та лучні чорноземи) і рослинній продукції – капусті та моркві, визначався валовий вміст Fe, B, Al, Mn, Sn, Na, Mo, Ca, V, Ti, Cu, K, Sr, Ag, Mg, P, Zn, Pb, Ga. Отримані результати дали змогу поділити вище згадані елементи на 3 групи (табл. 4.7).

Таблиця 4.7

**Групи хімічних елементів відповідно до варіативності їх концентрацій залежно від геоморфологічних умов [202, 232]**

Характер варіативності показників концентрацій	ґрунт	Овочева продукція	
		капуста	морква
збільшується від заплави до плато	Fe, B, Mn, Ni, V, Ti, Zn, Na (38,1 %)	Fe, Si, Mn, Pb, Mo, Sr, Na (33,3 %)	Al, Mn, Mo, Sr, Mg (23,8%)
зменшується від заплави до плато	Al, Ca, P (14,6 %)	B, Al, Ni, Ti, K, Mg (28,5 %)	Si, Fe, B, Ni, T, K, Na, P (38,1 %)
не змінюється від заплави до плато	Si, Sn, Pb, Mo, Cu, K, Sr, Ag, Mg, Ga (47,6 %)	Sn, Ca, V, Cu, Zn, Ag, P, Ga (38,1 %)	Sn, Pb, Ca, V, Cu, Ag, Zn, Ga (38,1 %)

Як видно з табл. 4.7, за результатами експерименту виявлено, що незалежно від виду рослинної продукції такі мікроелементи, як Sr, Mo та Mn, мають вищі концентрації у капусті та моркві, вирощеній на плато (Sr – 0,1–0,12 мг/100 г; Mo – 0,04 мг/100 г; Mn – 28–44 мг/100 г), порівняно з рослинною продукцією, вирощеною на заплаві (Sr – 0,08–0,09 мг/100 г; Mo – 0,02 мг/100 г; Mn – 32–33 мг/100 г), у той час як B, Ni та K, навпаки, накопичуються у менших концентраціях. Так, вміст B у рослинній продукції, вирощеній на заплаві, у середньому складав 0,09 мг/100 г, Ni – 0,025 мг/100 г, K – 315 мг/100 г, тоді як середні концентрації даних хімічних елементів у овочах, вирощених на плато, становили 0,06 мг/100 г, 0,009 мг/100 г та 290 мг/100 г відповідно.

Стійким збільшенням концентрацій від заплави до плато у всіх випадках (як у рослинній продукції, так і у ґрунті) характеризується лише один мікроелемент – Mn. Крім того, в експерименті виявлено 3 хімічні елементи (Sn, Cu та Ag), концентрації яких не змінюється залежно від геоморфологічних умов, типу ґрунтів або виду рослинності, тобто їх можна вважати «нейтральними» відносно досліджуваних факторів міграції металів. Отже, процеси транслокації різних хімічних елементів у ґрунтах і рослинній продукції на різних геоморфологічних рівнях проходять неоднозначно [202].

У ході подальших трофогеографічних досліджень у результаті співставлення даних щодо вмісту рухомих форм важких металів (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Ca, Cr, Cd) у ґрунтах та овочевій продукції (картоплі, моркві, буряку, томатах, огірках і цибулі) встановлено, що для рослинної продукції, вирощеної на заплавах, характерною є здатність до накопичення вищих концентрацій Fe, Cu, Cd та Co порівняно з вмістом даних важких металів у ґрунті. В той час, як процеси акумуляції рослинами Mn, Pb, Zn і Ni відзначаються протилежними тенденціями, а вміст Cr у ґрунті та рослинній продукції загалом є однаковим [232].

За узагальненими результатами трофогеографічних досліджень, приурочених до різних геоморфологічних рівнів, було побудовано акумулятивні ряди хімічних елементів для ґрунтів і харчової продукції (табл. 4.8) [213, 241]. Як видно з табл. 4.8, у ґрунті найбільш інтенсивно акумулюється Mn та Zn. Загалом суттєвих розбіжностей в акумуляції металів у ґрунтах досліджуваних геоморфологічних форм не виявлено, за виключенням Cu, який в акумулятивному ряді для заплави та яружно-балкових геосистем займає п'яте місце, а другої надзаплавної тераси – восьме. Для ґрунтів, приурочених до геосистем усіх геоморфологічних рівнів, характерне мінімальне накопичення Cr і Cd.

Таблиця 4.8

**Акумулятивні ряди хімічних елементів у ґрунтах і рослинній продукції, вирощеній у межах різних геосистем [213]**

Об'єкт дослідження	Акумулятивний ряд хімічних елементів
<i>заплави річок Лівобережної України</i>	
ґрунт	Mn > Zn > Pb > Fe > Cu > Ni > Cd > Co > Cr
картопля	Fe > Zn > Mn > Cu > Pb > Co > Ni > Cr > Cd
<i>друга надзаплавна тераса</i>	
ґрунт	Mn > Zn > Fe > Pb > Ni > Co > Cr > Cu > Cd
картопля та морква	Fe > Zn > Mn > Cu > Ni > Pb > Co > Cr > Cd
<i>яружно-балкові геосистеми</i>	
ґрунт	Mn > Zn > Pb > Co > Cu > Cr > Ni > Fe > Cd
картопля	Fe > Zn > Mn > Cu > Co > Cr > Ni > Pb > Cd
морква	Fe > Zn > Mn > Pb > Cr > Cu > Ni > Co > Cd

Проте, експерименти показали, що жодної стійкої закономірності щодо перерозподілу вмісту хімічних елементів від заплави, надзаплавних терас до вододілу не виявлено. Однак, можна спостерігати певну тенденцію щодо зменшення вмісту Zn та збільшення концентрацій Mn у ґрунтах та овочах від заплави до вододілу, що підтверджує закономірності, виявлені на попередніх етапах досліджень, зокрема у ході експерименту на Хрипунівській та Новоолександрівській тестових ділянках, про який вище уже йшла мова.

У рослинній продукції та ґрунтах, приурочених до яружно-балкових геосистем, спостерігається збільшення концентрацій переважної більшості важких металів порівняно з іншими природними геосистемами. Так, ґрунти у межах ерозійних форм рельєфу містять у 2 рази вищі концентрації Zn, ніж ґрунти вододілу, Mn – у 4,7 рази, Pb – у 2,7 рази, Co – у 2,4 рази. Проте, для таких елементів, як Fe, Cd і Cr, відзначається незначне зниження концентрацій (у 1,3–1,5 рази) у ґрунтах балок порівняно з ґрунтами вододілу. Подібна тенденція характерна і для рослинної продукції. Загалом акумулятивні ряди хімічних елементів, побудовані для ґрунтів яружно-балкових геосистем, не мають значущих відмінностей від акумулятивних рядів для ґрунтів інших геоморфологічних форм, окрім місцеположення Fe та Ni. Так, пріоритетними металами у ґрунтах яружно-балкових геосистем є Mn і Zn, в той час, як Fe займає восьме місце [213, 223, 232]. Таким чином, виявлені у ході трофогеографічних досліджень закономірності підтверджують існуючі точки зору інших дослідників, в тому числі

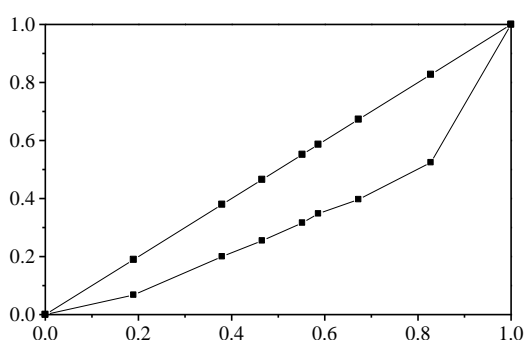
В. М. Гуцуляка [87, 88], В. В. Добровольського [105] та ін., стосовного того, що долинні та балково-долинні форми рельєфу є акумуляторами політантів, тому імовірність забруднення рослинної продукції, вирощеної у межах понижених форм рельєфу, значно збільшується.

Отже, у ході досліджень було виявлено дуже важливу особливість – для рослин і ґрунтів, приурочених до певного геоморфологічного рівня, притаманні свої специфічні особливості накопичення важких металів. Будучи елементами ландшафтних систем, рельєф і ґрунтовий покрив відіграють значну роль у перерозподілі природних і техногенних потоків хімічних елементів. Тому постає необхідність виявлення комплексних особливостей міграції мікроелементів у рослинній продукції залежно від ландшафтних умов території.

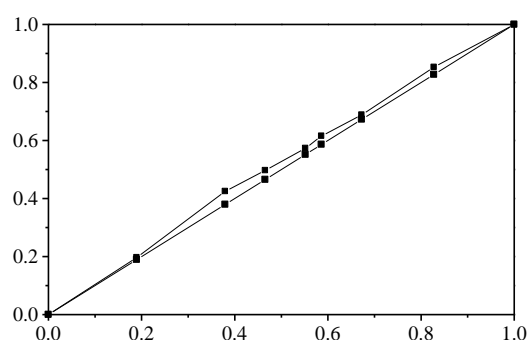
На основі даних про кількісний вміст у рослинній продукції 10 металів (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Al, Co, Cr, Cd) було здійснено спробу ідентифікації особливостей хімічного складу овочів і фруктів із ландшафтними умовами їх вирощування за допомогою статистичних і хемометричних методів [143]. Серед статистичних методів використовувався лінійний коефіцієнт кореляції Пірсона та коефіцієнт Джині з побудовою кривої Лоренца, а також однофакторний дисперсійний аналіз, тест Краскела-Уолліса (H–критерій) та U–критерій Манна-Уїтні, а серед хемометричних методів – штучна нейронна мережа Кохонена та ймовірнісна нейронна мережа.

Дослідження проводились на прикладі найбільш поширеної овочевої та фруктової продукції – картоплі та яблук, вирощених у межах різних типів ландшафту в різних регіонах м. Харкова та Харківської області. У ході досліджень було проаналізовано 58 зразків картоплі із 8 типів ландшафту (антропогенного; міжрічкових – рівнин лесових припіднятих та відносно вирівняних і рівнин лесових, відносно вирівняних, розділених ярами та балками; долинних – рівнин лесових, сильно розділених ярами та балками, рівнин лесових плоских і рівнин мілкогорбистих; рівнин плоских та слабохвилятих; а також балково-долинних) та 22 зразки яблук із 4 типів ландшафту (антропогенного, міжрічкового – рівнин лесових, долинного – рівнин лесових, сильно розділених ярами і балками, а також балково-долинного). Зауважимо, що зразки, зібрані у м. Харкові, були виділені в окремий клас під назвою «антропогенний», оскільки ландшафт у м. Харкові сильно змінений у результаті діяльності людини. Отримані в результаті лабораторних аналізів показники концентрацій металів у зразках картоплі та яблук подані в табл. В.1 і табл. В.2. Загальна статистична характеристика зразків наведена у табл. В.3 і табл. В.4 (див. додаток В).

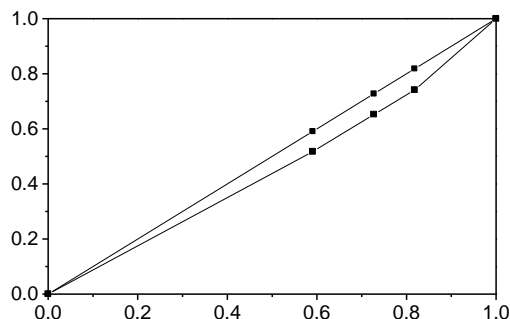
Далі за допомогою коефіцієнта Джині був встановлений ступінь нерівномірного розподілу вмісту кожного металу у зразках рослинної продукції. Значення коефіцієнту Джині наведені в табл. В.5 (див. додаток В). Отримані результати свідчать про те, що для зразків картоплі та яблук спостерігаються подібні екстремуми: найбільш нерівномірний розподіл елемента між групами зразків характерний для Со, а найбільш рівномірний – для Мп. Криві Лоренца для Со та Мп для картоплі та яблук подані на рис. 4.13.



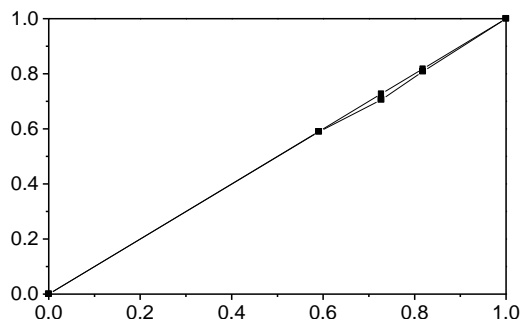
а) Со (картопля)



б) Мп (картопля)



в) Со (яблука)



г) Мп (яблука)

**Рис. 4.13. Криві Лоренца для Со (а) та Мп (б) для картоплі та для Со (в) Мп (г) для яблук**

Наступним етапом роботи було застосування алгоритму ймовірнісної нейронної мережі та методу головних компонент із метою визначення навчальної та тестової вибірки. Для 58 зразків картоплі отримано наступні результати: навчальна вибірка становить 79 % (46 зразків), тестова – 21% (12 зразків); для 22 зразків яблук: навчальна вибірка – 77 % (17 зразка), тестова – 23 % (5 зразків). При цьому виникла проблема ідентифікації класів. Для картоплі мережа не

розпізнавала 3 класи (зразки, приурочені до 4, 5, 6 типів ландшафту), а для яблук – 2 класи (зразки, приурочені до 2 та 4 типів ландшафту) (див. додаток В).

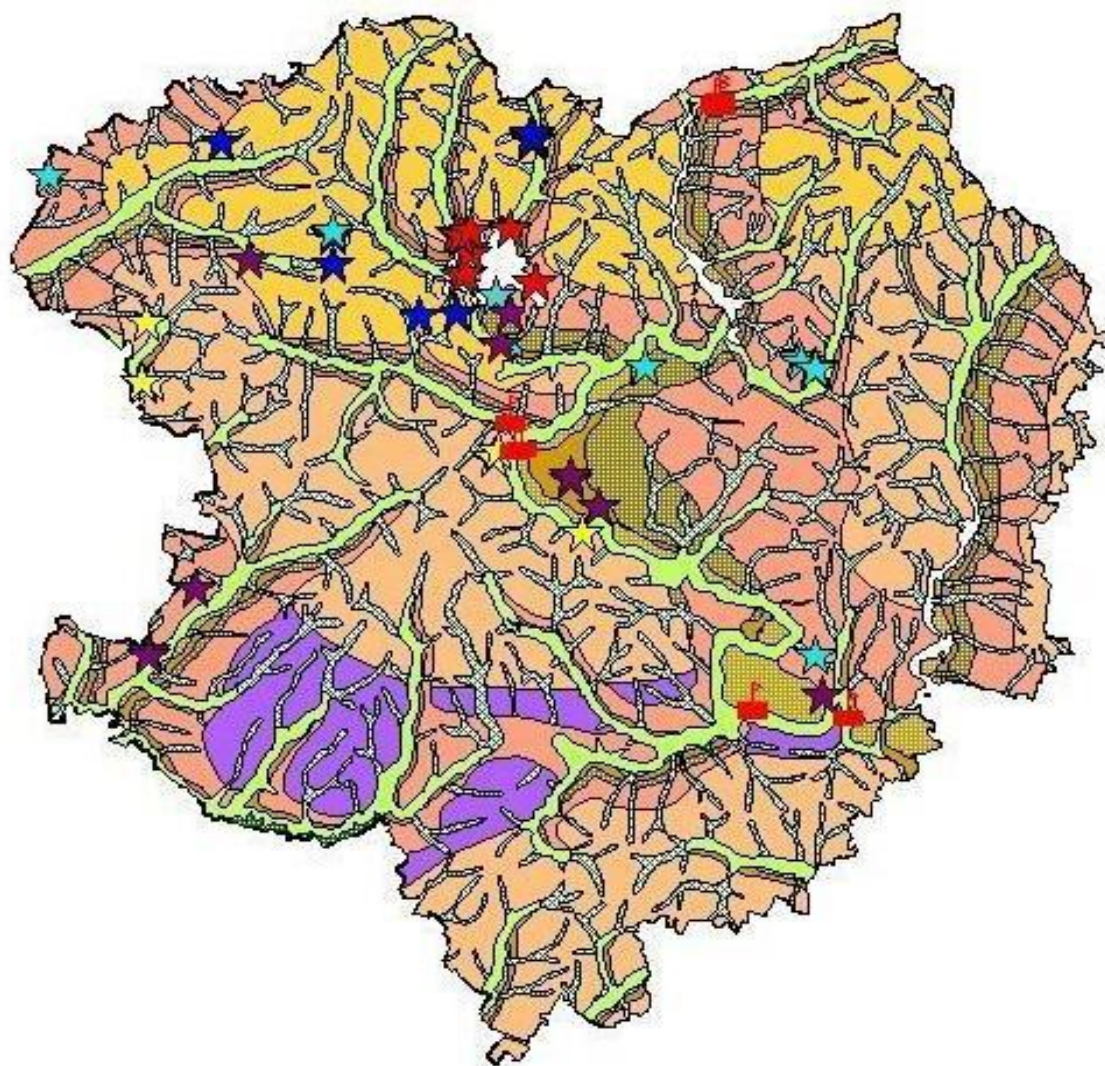
Тому було вирішено перевірити можливість об'єднання класів за допомогою однофакторного дисперсійного аналізу (F–критерій) та тесту Краскела-Уолліса (H–критерій), які дозволяють оцінити вплив концентрації кожного металу на розподіл зразків по класам. Отримані значення F– та H–критеріїв подані в табл. В.6 (див. додаток В). Згідно із табл. В.6, для картоплі на розподіл зразків по класам суттєво впливає вміст рухомих форм Со, а для яблук – Рb (максимальні значення H– та F–критеріїв). Найменший вплив для картоплі чинить вміст Сd, а для яблук – Сr (мінімальні значення H– та F–критеріїв). Далі до масиву даних по елементам, за якими було виявлено мінімальні та максимальні значення H– та F–критеріїв, було застосовано U–тест Манна–Уїтні. Згідно з результатами U–тесту, поданими в табл. В.7 та табл. В.8 (див. додаток В), для картоплі стало можливим об'єднати класи № 5 і № 8 та класи № 4 і № 6, а для яблук – класи № 2 і № 4.

Таким чином, застосування нейронної мережі дозволило ідентифікувати для картоплі 6 класів зразків, при цьому навчальна вибірка склала 78 % проб (45 зразків), а тестова – 22 % (13 зразків), а також 3 класи для яблук із навчальною вибіркою 73 % проб (16 зразків) та тестовою вибіркою – 27 % (6 зразків).







На рис. 4.14 представлена ландшафтна карта Харківської області з позначеними точками відбору зразків картоплі. Фрагмент ландшафтної карти Харківського регіону із точками відбору яблук поданий на рис. 4.15. Оверлейний аналіз мережі точок відбору зразків і карти ландшафтів Харківського регіону дав змогу виявити чіткий розподіл виділених у результаті статистичного аналізу класів зразків рослинної продукції відповідно до типів ландшафтних умов, в яких вони були вирощені. Таким чином, встановлено, що вміст важких металів у овочах і фруктах залежить від їх географічного походження та типів геосистем, у межах яких вони були вирощені.

Результати розрахунку лінійного коефіцієнта кореляції Пірсона, наведені в табл. В.9 та табл. В.10 (див. додаток В), вказують на взаємозалежність між накопиченням Рb і Сd, а також Zn і Cu для зразків яблук. Але оскільки для яблук було досліджено відносно малу кількість зразків по класах, розраховувати коефіцієнти кореляції всередині класів немає сенсу. Для картоплі була виявлена висока лінійна кореляція між Сr та Рb, значна кореляція між Рb та Ni, Сr та Ni, Fe та Zn.








### Умовні позначення

Клас овочів	Тип ландшафту, в межах якого був вирощений певний клас овочів
	клас 1 Антропогенний тип
	клас 2 Міжрічкові: рівнини лесові, припідняті та відносно вирівняні
	клас 3 Міжрічкові: рівнини лесові, відносно вирівняні, розділені ярами та балками
	клас 4+6 Долинні: рівнини лесові плоскі; рівнини мілкогорбисті та рівнини лесові, сильно розділені ярами та балками
	клас 7 Балково-долинні
	клас 5+8 Рівнини плоскі та слабохвилясті

**Рис. 4.14. Ландшафти Харківської області з точками відбору зразків картоплі (1 : 500 000)**



### Умовні позначення

Клас фруктів		Тип ландшафту, в межах якого був вирощений певний клас фруктів
	Клас 1	Антропогенний тип
	Клас 2+4	Міжрічкові: рівнини лесові, припідняті та відносно вирівняні Долинні: рівнини лесові, сильно розділені ярами та балками
	Клас 3	Балково-долинні

**Рис. 4.15. Фрагмент карти Харківської області з точками відбору зразків яблук**

Крім того, для картоплі за допомогою коефіцієнту Пірсона було простежено взаємозалежність металів між собою для кожного типу ландшафту. Отримані результати, представлені в табл. В.11 (див. додаток В), свідчать про співпадіння внутрішньокласових коефіцієнтів кореляції з міжкласовими, оскільки в середині класів також спостерігається лінійна залежність між Pb, Ni та Cr, Fe та Zn. Лінійна кореляція між даними важкими металами дозволяє спростити процес дослідження якості рослинної продукції, тому що замість 10 мікроелементів можна визначити концентрації 7 металів у рослинній продукції. Оскільки Pb, Ni та Cr лінійно залежать один від одного, то при дослідженні особливостей накопичення мікроелементів у рослинній продукції залежно від ландшафтних умов вирощування можна досліджувати вміст тільки одного із перелічених важких металів.

Отже, результати трофогеографічних досліджень формування якості рослинної продукції, вирощеної у межах різних природних геосистем, підтверджують, що за умови пріоритетного впливу антропогенного фактора рослинна продукція, вирощена на знижених формах рельєфу у межах долинних і балково-долинних ландшафтів, потенційно є екологічно небезпечною, оскільки володіє здатністю до акумуляції високих концентрацій металів. Загалом формування хімічного складу рослинної продукції відбувається залежно від їх географічного походження та типів геосистем, у межах яких вони були вирощені, що дає змогу провести ідентифікацію географічного походження рослинної продукції на основі даних про вміст важких металів.

**4.3.2 Особливості формування якості рослинної продукції, вирощеної у межах урбогеосистем.** Як окремий аспект трофогеографічних досліджень розглядалися особливості накопичення хімічних елементів у рослинах і спряжених з ними ґрунтах у межах урбогеосистем різного ієрархічного рівня (від малих міст до великих агломерацій) та різних господарських функцій урбанізаційного ядра [207, 208, 212, 223, 222, 228, 232, 241].

Досліджувана рослинна продукція була представлена основними продуктами харчування, вирощеними на приватних присадибних городніх і садових ділянках. Зокрема, для більшості тестових ділянок серед овочів домінуючими культурами були картопля, буряк, морква, цибуля ріпчаста, капуста білокачанна, редис, томати, кабачки та ін.; серед фруктів – яблука, груші, сливи, абрикос, алича та ін.; серед ягід – полуниця, малина, смородина. Ґрунтовий покрив був представлений



основними типами зональних та азоняльних ґрунтів урбогеосистем. Всі зразки досліджувались на вміст Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Ni, Al, Co, Cr, Cd.

Відповідно до класифікації міст за кількістю населення [307] дослідженнями були охоплені міста-мільйонери (Харків), дуже великі (500 тис. – 1 млн. чол.) – Запоріжжя, Маріуполь та ін.; великі (250 – 500 тис. чол.) – Житомир, Херсон, Дніпродзержинськ, Белгород та ін.; середні (50 - 250 тис. чол.) – Слов'янськ, Первомайськ, Ужгород, Івано-Франківськ, Ізюм, Феодосія, Лозова та ін.; малі (до 50 тис. чол.) – Гадяч, Ромни, Богодухів, Вовчанськ, Мерефа, Зміїв, Краснодон та ін.; а також селища міського типу – Велика Писарівка, Красний Кут та ін.

У ґрунтах досліджуваних урбогеосистем було встановлено як значне перевищення фонових показників, так і перевищення ГДК за вмістом деяких важких металів. Так, у ґрунтах промислового району м. Запоріжжя зафіксовано перевищення ГДК за Mn у 1,4 рази, а за Zn – більше, ніж у 10 разів. Слід відзначити, що для Zn у ґрунтах всіх досліджуваних урбогеосистем виявлені значні перевищення фонових концентрацій від 3 до 17 раз, а для Pb – від 3 до 10 разів. Найбільш вагомим перевищенням фонових вмісту за Fe зафіксовано у ґрунтах у межах м. Чугуїв – у 3,5 рази, у межах м. Богодухів та м. Харків – в 1,3 рази. Характерною особливістю розподілу важких металів у ґрунтах в умовах урбогеосистем є відсутність перевищення фонових концентрацій за Cu у ґрунтах всіх досліджуваних міст [223].

Цікавим є той факт, що критично високі показники середніх концентрацій важких металів у рослинній продукції зафіксовані у зразках картоплі, вирощеній на присадибній ділянці у житловій зоні м. Запоріжжя (близько 13 мг/кг), тоді як у промисловій зоні середні концентрації металів у картоплі складали 4,8 мг/кг. У даному випадку на характер міграції важких металів впливає не лише фактор віддаленості від потенційного джерела забруднення, але й характер циркуляції повітряних мас, що містили викиди промислових підприємств, що ще раз підкреслює роль кліматичних особливостей території у перерозподілі хімічних елементів. Для рослинної продукції, вирощеної в межах м. Чугуєва, середній вміст важких металів складав близько 3,37 мг/кг, для м. Богодухова – 3,69 мг/кг, для м. Харкова – 4,9 мг/кг, а для м. Херсона – 5,26–7,55 мг/кг [213].

Вміст важких металів у картоплі, вирощеній в умовах урбогеосистем, характеризується пріоритетним накопиченням Fe (42,67–21,16 мг/кг), друге та третє місця займають концентрації Mn (15,41–19,17 мг/кг) або Zn (2,8–14,06 мг/кг), далі слідує Cu (0,58–3,55 мг/кг) та Pb (0,39–2,93 мг/кг) [223]. Незважаючи на високу

пріоритетність в акумулятивному ряду, для Fe і Mn перевищень ГДК у продукції не встановлено, а для Zn зафіксовані лише окремі випадки (у продукції м. Запоріжжя – у 1,2–1,4 рази).

Також відзначимо, що в межах урбогеосистем суттєво знижувались значення розрахованого коефіцієнта біогеохімічної рухливості ( $B_x$ ), причому коливання даного показника були незначними для міст різного ієрархічного рівня. Так, найвищі середні сумарні значення даного коефіцієнту були зафіксовані для рослинної продукції м. Богодухова – 1,39. Для рослинних продуктів харчування, вирощених у межах м. Чугуєва, значення цього показника становили 1,13, а у межах м. Херсона – 1,18–1,4, в той час, як для рослинної продукції, вирощеної в межах м. Запоріжжя, розраховані значення даного показника складали 0,38–0,53.

На основі отриманих результатів спостерігаються цікаві тенденції: із зростанням ступеня забруднення території зменшуються значення показника коефіцієнта біогеохімічної рухливості. Очевидно, незважаючи на високі порівняно з фоновими концентрації металів у ґрунті, надходження поллютантів через корені в даному випадку не є домінуючим, що може бути обумовлено функціонуванням захисних кореневих бар'єрів рослин.

Зі сказаного вище слідує, що в умовах інтенсивного забруднення довкілля додатковим шляхом міграції важких металів до рослини виступає аеральне (позакореневе) надходження. Вірогідно, захисні механізми, що перешкоджають надходженню надлишкових концентрацій із ґрунту, у рослинному організмі значно сильніші, тоді як система регуляції міграції токсикантів через листову поверхню чи покривні тканини плодів не здатна забезпечити повну детоксикацію важких металів. Це ще раз аргументує актуальність дослідження ролі атмосферного забруднення як соціально-економічного фактора у формуванні екологічної безпеки харчової продукції рослинного походження.

**4.3.3 Особливості формування якості рослинної продукції, вирощеної в умовах придорожних антропогенних геосистем.** У ході трофогеографічних досліджень було поставлено ряд експериментів, спрямованих на виявлення впливу викидів автотранспорту на формування якості рослинної продукції [222, 232, 245]. З цією метою у межах різних природних зон було закладено велику кількість тестових ділянок на різних відстанях від автомагістралей – 5, 10, 20, 50, 100, 200–250 та понад 500 м. Тест-ділянки були закладені у межах придорожних

геосистем поблизу таких потужних автомагістралей, як Київ–Суми (Н–07), Житомир–Чернівці (Н–03), Суми–Полтава (Н–12), Запоріжжя–Донецьк (Н–15), Севастополь–Донецьк–Маріуполь (Н–20), Київ–Харків (М 03), Харків–Сімферополь (М 18), Харків–Щербаківка (М 20), Полтава–Олександрія (М 22).

Результати хімічного аналізу зразків ґрунту та вирощеної на ньому рослинної продукції підтвердили, що внаслідок викидів автотранспорту відбувається забруднення придорожньої смуги шириною 100–250 м залежно від інтенсивності руху автотранспорту, характеру рози вітрів та наявності геохімічних бар'єрів (в тому числі, лісосмуг) [232, 245].

Зокрема, регіональні трофогеографічні дослідження, проведені на території Харківської області, дозволили виявити, що максимальна акумуляція металів у ґрунті відбувається на відстані 5 м від дорожнього полотна (середні концентрації важких металів у ґрунті становлять 2,69 мг/кг). З віддаленням від автотраси вміст важких металів у ґрунті зменшується, проте перевищення фонових концентрації зберігається. На всіх відстанях від автомагістралей відзначається особливо високий вміст Pb – у 1,4–2,5 раз вище фону, Cr – у 3–8,4 раз, Cd – у 2–7,8 раз, проте концентрації усіх досліджуваних металів у ґрунті знаходяться у межах ГДК.

Накопичення мікроелементів рослинною продукцією має дещо інший характер. Так, у рослинах максимальна акумуляція важких металів спостерігалась на відстані 100 м від дороги (6,33 мг/кг), в той час, як на відстані 5–10 м середній вміст важких металів був мінімальним (2,29–2,64 мг/кг). За межами стометрової зони відбувається відносне розсіювання дорожніх поллютантів, що підтверджується результатами інших дослідників, зокрема [60, 343].

Крім того, було виявлено певну варіацію характеру акумуляції металів на різних відстанях від дороги залежно від хімічної природи самого елемента. Наприклад, для Al на відстані 100 м зафіксовані мінімальні концентрації (1,5 мг/кг), а максимальні – на відстані 50 м від дорожнього полотна (3,4 мг/кг). Крім того, за узагальненими середніми даними, на відстані 5–10 м спостерігається перевищення ГДК для рослинної продукції за 2 металами – Pb та Cd, на відстані 50 та 200–250 м – за 4 металами (Ni, Pb, Cr та Cd), на відстані 100 м – за 5 металами – Zn, Ni, Pb, Cr та Cd. Перевищення гранично допустимого вмісту Cd зафіксовано у всіх випадках віддалення від автомагістралі від 2 (200 м) до 13,3 разів (100 м). Слід зазначити, що саме Zn, Ni, Pb, Cr та Cd входять до складу викидів автотранспорту. Тому можна

припустити, що у даному випадку надходження поллютантів до рослинної продукції відбувається аеральним шляхом.

Аналіз отриманих результатів дав змогу простежити видову диференціацію металоаккумулятивних властивостей рослинної продукції. В умовах атмосферного забруднення викидами автотранспорту найменші середні концентрації мікроелементів характерні для фруктів – 2,12 мг/кг, причому, наприклад, для яблук ці показники ставили в середньому 2,24 мг/кг, а для слив – 2,0 мг/кг. Для овочів виявлено наступний ряд накопичення середніх концентрацій хімічних елементів: наземні овочі (6,76 мг/кг) > коренеплоди (5,12 мг/кг) > клубні (3,03 мг/кг). Так, наприклад, томати та огірки, які належать до надґрунтових овочів, містять у середньому в 2 рази більше металів, ніж картопля (ґрунтовий овоч), в якій середні концентрації металів варіюються від 1,01 мг/кг до 4,27 мг/кг.

Досить цікаво поводить себе і коефіцієнт біогеохімічної рухливості ( $B_x$ ), значення якого значно варіюються залежно від виду рослини та відстані від дорожнього полотна. Наприклад, для цибулі значення даного коефіцієнта за Cr змінюються від 2,15 до 6,9, за Cd – від 1,9 до 3,4, за Pb – від 2,5 до 3,1 (табл. 4.9).

Таблиця 4.9

**Ряди біологічного поглинання металів для цибулі, вирощеної на різних відстанях від автомобільної дороги**

Відстань від дороги	Ряди біологічного поглинання металів та значення коефіцієнта $B_x$									
20 м	<b>Fe</b> (11,5)	<b>Co</b> (7,2)	<b>Cr</b> (6,9)	<b>Cu</b> (6,6)	<b>Zn</b> (4,3)	<b>Cd</b> (3,2)	<b>Pb</b> (3,1)	<b>Ni</b> (2,7)	<b>Mn</b> (2,6)	<b>Al</b> (0,4)
100 м	<b>Fe</b> (14,7)	<b>Zn</b> (5,4)	<b>Cu</b> (4,4)	<b>Co</b> (2,6)	<b>Pb</b> (2,5)	<b>Cr</b> (2,15)	<b>Mn</b> (2)	<b>Cd</b> (1,9)	<b>Ni</b> (1,6)	<b>Al</b> (0,4)
200 м	<b>Fe</b> (10,9)	<b>Cu</b> (6,1)	<b>Cd</b> (3,4)	<b>Mn</b> (3,4)	<b>Pb = Co = Zn (3)</b>			<b>Cr</b> (2,3)	<b>Ni</b> (1,9)	<b>Al</b> (0,44)

Як видно з табл. 4.9, для кожного випадку віддалення від дороги характерним є свій пріоритетний ряд металів, що надходять з ґрунту, проте відзначається чітка закономірність: найбільше з ґрунту поглинається Fe, найменше – Al, причому поглинання заліза відбувається майже в 30 разів інтенсивніше, що підкреслює його важливу біологічну роль та есенційність.

В той же час, для яблук, вирощених на відстані 5–10 м від автомагістралі, коефіцієнт біогеохімічної рухливості за Fe майже у 6 раз

нижчий, ніж для цибулі (2,03–2,08). Загалом слід відзначити, що у випадку віддалення від дорожнього полотна на 5 м при максимальному накопиченні важких металів у ґрунті спостерігаються відносно низькі значення коефіцієнтів  $B_x$  за всіма досліджуваними металами (від  $B_x(\text{Fe}) = 2,08$  до  $B_x(\text{Mn}) = 0,25$ ). Враховуючи варіації показника  $B_x$  та встановлені тенденції щодо інтенсивного накопичення металів наземними овочами, можна стверджувати про переважаюче аеральне надходження токсикантів до рослинної продукції у випадку пресингу автомагістралі через покривні тканини плодів та листової поверхні.

Домінуюче аеральне надходження металів до рослинної продукції було доведене і результатами низки локальних трофогеографічних досліджень, зокрема на прикладі тест-майданчика у с. Шарівка Валківського району Харківської області, розташованого на захід від швидкісної автомагістралі Київ–Харків (Е–40, М–03) з інтенсивністю руху близько 8 тис.–10 тис. автомоб./добу. Переважаючий напрям вітру (південно-східний та східний) та відсутність захисної лісосмуги вздовж автомагістралі сприяють розповсюдженню забруднюючих речовин на територію дослідної ділянки. Згідно з узагальненими даними дворічних досліджень (2007–2008 рр.) концентрації металів у ґрунті не перевищували ГДК, але були вище фонових показників (за Zn – у 5,2 рази, за Cu – у 2,2 рази, за Ni – у 1,6 рази, за Cd – у 3,2 рази, за Fe – у 2,3 рази, за Pb – у 8,2 рази). Вміст металів у рослинній продукції (томатах і цибулі) значно перевищував ГДК: для томатів – за Cd у 11,5, за Pb – у 3,9 рази, за Ni – у 2,2 рази, за Zn – у 2,1 рази; для цибулі – за Pb – у 4,2 рази, за Cd – 4,2 рази, за Ni – у 2,9 рази та за Zn – у 1,9 рази. Крім того, надґрунтові овочі (томати) містили дещо вищі концентрації політантів, ніж ґрунтові (цибуля): за Ni – 1,3 рази, за Cu, Mn та Pb – у 1,1 рази [232, 245].

Таким чином, з метою мінімізації потенційного негативного впливу автотранспорту на якість рослинної продукції слід організовувати вздовж дорожнього полотна геохімічні бар'єри (в тому числі, лісосмуги) з урахуванням рози вітрів, що дасть змогу регулювати потоки геохімічної міграції важких металів і локалізувати поширення дорожніх політантів. Крім того, на городніх ділянках, розташованих у межах або поблизу придорожніх геосистем, слід уникати вирощування культур, в яких в їжу використовуються наземні частини, та віддавати пріоритет ґрунтовим овочам (картоплі, моркві та ін.) чи насадженні садових масивів. Розгалуженість крон та досить велика площа листової поверхні фруктових дерев у певній мірі може сприяти розсіюванню міграційних потоків металів та їх затриманні у клітинах листових



пластин із попередженням їх транслокації до органів запасання асимілянтів – плодів, які споживаються в їжу. Однак, взагалі при плануванні землекористування краще уникати використання придорожніх територій для вирощування рослинної продукції.

#### **4.4 Субглобальні трофогеографічні дослідження накопичення важких металів у ґрунтах і рослинній продукції**

У зв'язку з інтенсифікацією техногенезу зростає зацікавленість населення різних регіонів світу в екологічно безпечній («зеленій») харчовій продукції, в тому числі рослинного походження. Враховуючи існуючу екологічну ситуацію у світі постійно зростає потенційна можливість контамінації рослинних продуктів харчування різноманітними політантами антропогенного походження, тому сьогодні проблема якості продуктів харчування набула глобальних масштабів і майже трансформувалась у соціальну кризу.

Враховуючи той факт, що переважна більшість природних і соціально-економічних факторів, що визначають особливості надходження хімічних елементів до рослинної продукції, тісно пов'язані з географічними закономірностями, потреба у подальшій розробці теоретико-методологічних засад формування продовольчо-екологічної безпеки спонукає до розширення експериментальних досліджень від локальних і регіональних до субглобальних. Тому у ході трофогеографічних досліджень були закладені екологічні полігони та тестові ділянки для виявлення субглобальних особливостей формування якості рослинної продукції відповідно до зональності різних географічних поясів [224, 238, 240]. Дослідження охопили 4 географічні пояси: помірний (Угорщина, Словаччина, Польща, Україна, Молдова, Росія, Білорусія, Китай, США, Великобританія), субтропічний (Туреччина, Ізраїль, Кіпр, Іспанія), тропічний (Єгипет, Катар) та субекваторіальний (Індія). Загалом у ході досліджень протягом 2007–2012 рр. було проаналізовано понад 1 тис. зразків рослинної продукції із 17 різних країн світу, які характеризуються різними природними та соціально-економічними умовами.

Країни, на території яких були закладені тестові ділянки, знаходяться в межах Східної, Центральної та Західної Європи, Східного Середземномор'я, Східної, Південної та Південно-західної Азії, а також Північної Африки. Таким чином, різне географічне розташування тест-

майданчиків дало змогу виявити географічну (зональну та азональну) диференціацію впливу різних природних умов на формування хімічного складу рослинної продукції з урахуванням ролі соціально-економічного (антропогенного) чинника.

Серед факторів, що визначають особливості процесу формування хімічного складу рослинної продукції в природних умовах різних географічних поясів, слід виділити різні кліматичні характеристики досліджуваних територій, зокрема температурний режим і кількість опадів, що регулюють процеси живлення рослини протягом вегетаційного періоду. Надзвичайно важливим моментом у формуванні хімічного складу рослинної продукції є наявність на тестових ділянках різних типів ґрунтів [108]. Відомо, що розмаїття кліматичних умов, гірських порід, рельєфу, рослинності обумовлює велику різноманітність ґрунтового покриву. Ґрунти, сформовані в умовах варіації кліматичних показників, значно різняться між собою за морфологічними та генетичними ознаками, властивостями та екологічним режимом. Велике значення для ґрунтогенезу мають й інші чинники ґрунтоутворюючого процесу – рельєф, материнські породи, час та ін. [86].

Слід підкреслити, що автор не використовує різні національні номенклатури ґрунтів за відсутності принципової необхідності. Більш того, класифікація ФАО – ЮНЕСКО запровадила у міжнародну практику нашу вітчизняну традицію терміноутворення у ґрунтознавстві шляхом сполученням назв ознаки із коренем «–зем» (наприклад, каштанозем, грейозем, сірозем, бурозем, брюнізем та ін.) В англійській мові кореню «–зем» відповідає «–soil» або «–sol» (molisol, aridisol та ін.), у німецькій мові аналогом є «–erde» (braunerde, schwarzerde та ін.) [86]. Враховуючи означену складність світової номенклатури, а також те, що у трофогеографічних дослідженнях ґрунт розглядається лише в аспекті джерела надходження хімічних елементів до рослинної продукції, на субглобальному рівні використовується узагальнений термін «ґрунт» без фіксування типу, підтипу, роду, фації, виду та ін.

У ході досліджень при закладенні тестових ділянок враховувався ступінь антропогенного навантаження на дану територію з метою виявлення вкладу техногенезу в інтенсифікацію процесів біоаккумуляції полютантів. Не будемо детально описувати всі потенційні джерела забруднення для кожної конкретної тестової ділянки, лише коротко зупинимось на особливо цікавих випадках.

Зокрема, тест-майданчик, закладений у провінції Шаньдун, районі Вейфан (уїзд Чан-й) у північній частині Китаю, розташований у промисловій економічно розвинутій зоні, на території якої зосереджено

понад 700 невеликих приватних заводів із металообробки та виготовлення запчастин. Атмосферні викиди цих підприємств, що містять продукти горіння вугілля, пориються в радіусі понад 700 м. Зазначимо, що згідно з результатами досліджень у всіх зразках рослинної продукції (картопля, морква, редис, імбир) були зафіксовані перевищення ГДК за Ni, Zn і Cr у 1,5–7 разів, причому вміст цих важких металів у ґрунті був у межах гранично допустимих значень. Таким чином, даний тест-майданчик є важливим для вивчення вкладу антропогенних факторів при аеральному надходженні важких металів до рослинної продукції [224].

Аналіз якісного та кількісного характеру накопичення важких металів у ґрунтах на території різних країн дозволив встановити, що в різних географічних умовах основні закономірності накопичення важких металів у ґрунтовому покриві в цілому зберігаються із поправкою на кількісні варіації їх вмісту. Незважаючи на те, що у кожному конкретному випадку в результаті домінуючого впливу певного специфічного природного або антропогенного фактора, характер накопичення важких металів у ґрунті проявляється в акумуляції специфічних локальних концентрацій, перелік складових фоноформуючих асоціацій хімічних елементів у ґрунтах країн у межах одного й того ж географічного поясу можна вважати ідентичним.

Встановлено, що для ґрунтів у межах одного географічного поясу відзначається схожий набір фоноформуючих важких металів, що відображається і в особливостях розподілу хімічних елементів в акумулятивних рядах. Так, для країн помірного поясу здебільшого характерна наступна асоціація фоноформуючих металів:  $Mn > Fe > Zn$  (Угорщина, Росія, Україна). У деяких випадках має місце асоціація  $Mn > Zn > Fe$  (Словаччина, Китай) та  $Fe > Mn > Zn$  (Польща, Білорусія). Отже, для помірного поясу пріоритетним металом у ґрунті є Mn, а вміст Fe та Zn варіюється від 2-го до 3-го місця залежно від локальних умов, тобто змінюється лише місце важкого металу в акумулятивному ряді.

Для країн субтропічного поясу притаманні наступні асоціації:  $Mn > Pb > Fe > Cu$  (Ізраїль),  $Mn > Pb > Co > Cu$  (Кіпр) чи  $Fe > Mn > Cu > Co$  (Туреччина). Загалом якісний склад даних асоціацій є схожим, проте відзначається значна варіація місця металу в акумулятивному ряді. Слід зазначити, що для ґрунтів субтропічного поясу є характерним високий вміст Pb, що може свідчити про потенційне техногенне походження даного важкого металу в цих ґрунтах.

Ґрунти країн тропічного поясу характеризуються такими асоціаціями важких металів:  $Mn > Pb > Zn > Fe > Ni$  (Єгипет) та  $Mn >$

$Fe > Zn > Ni > Pb$  (Катар). Тобто для обох асоціацій домінуючим елементом є Mn, а Zn займає третє місце. Для ґрунтів субекваторіального поясу типовою асоціацією є  $Mn > Fe > Pb > Ni > Zn$ . Слід зазначити, що якісний склад асоціацій фоноформуючих металів ґрунтів тропічного та субекваторіального поясу є однаковим.

Іншою надзвичайно важливою характеристикою, окрім місця в акумулятивному ряді, є кількісне співвідношення концентрації певного важкого металу в ґрунті до загального вмісту досліджуваних важких металів у даному природному компоненті (табл. 4.10).

Таблиця 4.10

**Питома вага металу у загальному вмісті досліджуваних важких металів в ґрунті, % [238, 240]**

Хім. елем	ГЕОГРАФІЧНИЙ ПОЯС												
	Субеква- торіальний	Тропічний		Субтропічний			Помірний						
	Індія	Єгипет (Хургада)	Катар	Туреччина	Ізраїль	Кіпр	Угорщина	Словаччина	Китай	Польща	Росія	Україна	Білорусія
Fe	30,3	5,0	15,0	39,26	6,59	1,39	33,6	10,4	20,7	48,93	21,01	26,79	32,27
Mn	44,7	74,5	50,6	21,83	75,1	85,2	44,4	49,9	49,17	34,47	52,63	41,11	29,04
Zn	3,8	5,9	9,37	7,52	2,19	1,41	12,6	33,6	23,84	6,56	12,46	13,95	17,5
Cu	2,07	0,42	3,03	8,99	2,41	1,64	1,33	1,11	1,00	1,23	2,51	5,79	3,96
Ni	6,16	3,6	7,05	5,87	0,96	0,14	0,44	0,24	0,14	0,38	1,90	2,98	6,27
Pb	9,1	7,2	7,01	1,83	10,6	6,47	3,8	1,86	3,58	3,22	4,41	3,89	3,96
Co	1,01	0,65	2,43	7,70	0,51	1,70	1,82	1,64	0,40	3,41	2,10	2,07	2,58
Cr	1,4	1,75	4,3	5,87	0,83	1,20	1,26	0,87	0,77	1,16	2,26	2,75	3,78
Cd	1,32	0,71	1,2	1,10	0,86	0,75	0,72	0,58	0,37	0,59	0,71	0,62	0,59

Із таблиці 4.10 випливає наступна закономірність – наявність при однаковому якісному складі асоціацій різної питомої ваги (кількісного вмісту) важкого металу у ґрунті кожної країни, що досліджується. Саме в цій закономірності найбільш яскраво виявляється різниця між концентраціями важких металів у ґрунтах країн помірної, субтропічної, тропічної та субекваторіальної поясів.

Так, середній вміст Mn та Pb у ґрунтах країн помірної поясу загалом менший, ніж в країнах субтропічної. Питома вага саме цих металів у ґрунтах Ізраїлю та Кіпру у 2–2,5 рази перевищує їх вміст у ґрунтах країн помірної поясу (Польща, Білорусія та ін.). Однак підкреслимо, що найменше Mn у ґрунтах Туреччини (21,83 %). Максимальний вміст Mn характерний для ґрунтів Єгипту (74,5 %), де

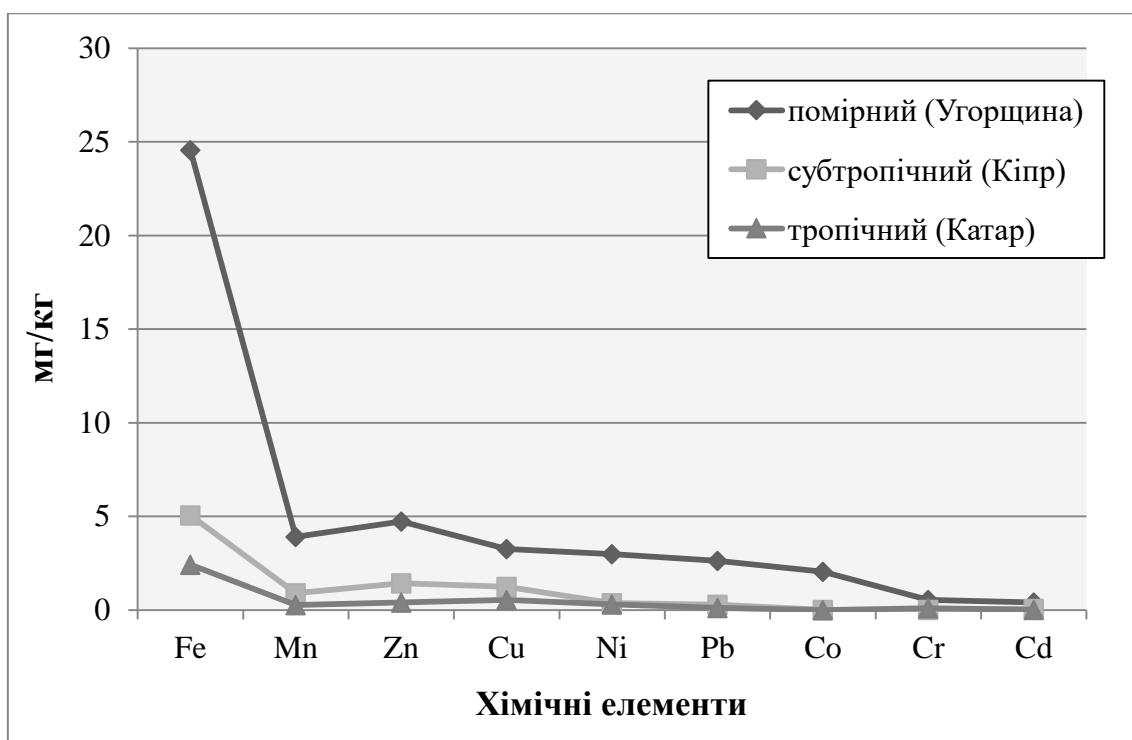
його майже у 2 рази вищий, ніж у ґрунтах Індії (44,7 %), та у 2,6 разів вищий, ніж у ґрунтах Білорусії (29,04 %). Разом з тим, для ґрунтів країн тропічного та субтропічного поясу характерний мінімальний вміст Fe. Наприклад, якщо порівнювати середні значення вмісту Fe у ґрунтах Кіпру (1,39 %) та Ізраїлю (6,59 %) з вмістом цього металу у ґрунтах Угорщини та Білорусії, то ґрунти в країнах помірного поясу містять більш ніж у 10 разів вищі концентрації Fe.

Ґрунти помірного поясу відзначаються підвищеним вмістом Zn (у середньому 17,2 %), тоді як ґрунти субекваторіального та субтропічного поясів містять лише 3,8 % цього важкого металу. Найменше Zn у ґрунтах Кіпру (1,41 %). Ґрунти субтропічного поясу мають підвищений середній вміст Cu (4,3 %), тоді як ґрунти тропічного поясу лише 1,7 %. Особливо багаті на Cu ґрунти Туреччини (9 %). Характерною особливістю ґрунтів субекваторіального та тропічного поясу є високий вміст Ni (6,16–5,33 %) та Pb (9,1–7,1 %), тоді як ґрунти помірного поясу містять відповідно Ni у 3,5 разів (лише 1,76 %) та Pb у 2,6 разів (лише 3,53 %) менше, ніж ґрунти Індії. Найменша питома вага для ґрунтів усіх географічних поясів у середньому відзначається для Cr (2,22 %), Co (1,96 %) та Cd (0,94 %).

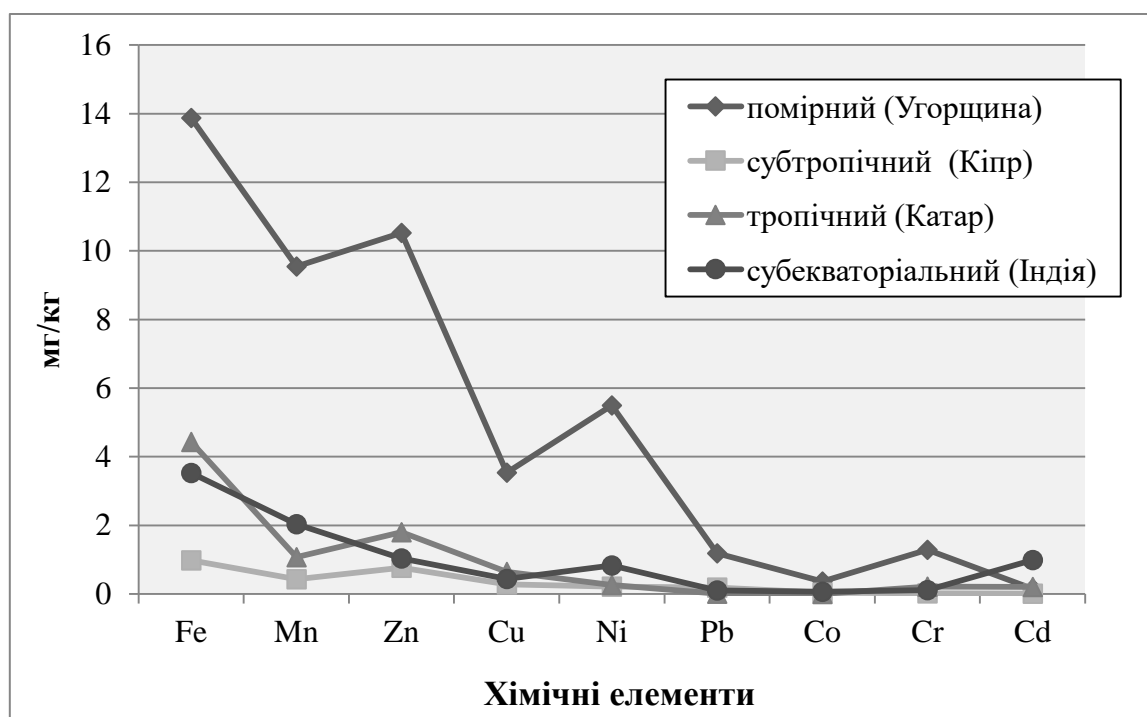
Узагальнюючи вище сказане, можна виділити наступні закономірності:

- у ґрунтах 70 % країн, що досліджувались, Mn є домінуючих елементом в акумулятивних рядах незалежно від географічних поясів;
- ґрунти одного географічного поясу характеризуються однаковим якісним складом асоціацій фоноформуючих важких металів, причому схожі за якісним складом асоціації характеризуються різною питомою вагою (кількісним складом) певних важких металів у ґрунті;
- поява серед фоноформуючих таких важких металів, як Pb, Ni та Co, які загалом характеризуються низькими кларками у літосфері, свідчить про їх техногенне походження та високу роль антропогенного фактора у генезисі ґрунтового покриву.

Схожі закономірності простежуються і в характері накопичення важких металів у рослинній продукції, вирощеній у межах різних географічних поясів (рис. 4.16). Загалом накопичення хімічних елементів рослинами відбувається за схожою закономірністю відповідно до біологічної потреби рослинного організму, тому у переважній більшості випадків пріоритетні місця в акумулятивних рядах займають есенційні мікроелементи (Fe, Mn, Cu, Zn). Однак, навіть для рослин одного виду спостерігається значна варіація кількісного вмісту важких металів.



**а) фруктова продукція (на прикладі груші)**



**б) овочева продукція (на прикладі цибулі ріпчастої)**

**Рис. 4.16. Особливості накопичення важких металів у фруктовій (а) та овочевій продукції (б), вирощеній у межах різних географічних поясів**

Широкий діапазон концентрацій хімічних елементів підкреслює нівелювання географічних закономірностей у формуванні хімічного складу рослинної продукції під впливом соціально-економічних факторів. Як можна простежити на рис. 4.16, найбільша варіація середнього кількісного вмісту важких металів характерна для рослинної продукції, вирощеної у межах помірного географічного поясу – від 0,14 до 11,87 мг/кг. Крім того, для рослин помірного поясу спостерігається акумуляція максимальних поелементних концентрацій важких металів. Слід зазначити, що досліджувані країни помірного поясу відзначаються високим ступенем розвитку господарства, що посилює домінуючу роль соціально-економічної складової навколишнього середовища у процесах формування екологічної якості рослинної продукції.

Спільною ознакою формування хімічного складу рослинної продукції в умовах різних географічних поясів є наявність Fe серед фоноформуючих мікроелементів. Ця закономірність дістала підтвердження і за результатами регіональних трофогеографічних досліджень. Максимальний вміст Fe виявлено в томатах (93,15 %) та картоплі (63,25 %) Кіпру, а також у моркві Китаю (61,32 %). Високі концентрації Fe характерні для рослинної продукції майже всіх країн досліджуваних географічних поясів, за виключенням країн Східного Середземномор'я, оскільки ґрунти даних територій збіднені на залізо. Але загалом для кожного овоча чи фрукта притаманний свій специфічний акумулятивний ряд фоноформуючих важких металів, при цьому чітко визначається їх «хімічна специфічність» для певної країни.

Так, для овочів з Ізраїлю характерним є панування Cu в акумулятивному ряді  $Cu > Fe > Mn$  для картоплі, томатів, цибулі, часнику та перцю. Для рослинної продукції з території Росії домінування Cu в ряді  $Cu > Fe > Zn$  спостерігається лише для капусти та перцю. Необхідно підкреслити, що Cu, хоча і переважно на четвертому місці, фігурує серед фоноформуючих металів у деяких овочах, вирощених на території Словаччини (морква, картопля, буряк), у цибулі, вирощеній у Польщі, а також в яблуках з Угорщини, капусті та моркві з Білорусії, в огірках з Туреччини та ін. Мінімальний вміст Cu виявлено в огірках з Китаю (1,95 %) та томатах з Росії (1,39 %).

Найбільша питома вага Mn зафіксована в огірках, вирощених на території Кіпру (м. Лорнаки) – 77,4 %. До речі, в огірках, вирощених у передмісті м. Пафос (Кіпр), вміст даного важкого металу майже у 8 разів менший. У картоплі з Туреччини питома вага Mn складає 28,89 %. Максимальна кількість Zn виявлена у цибулі Угорщини (27,02 %) та огірках Туреччини (26,77 %). Мінімальна питома вага Zn зафіксована в

огірках Китаю (0,09 %) та цибулі Польщі. Овочі, вирощені на території Ізраїлю, відзначаються незначним вмістом Zn.

Досить часто у переліку фоноформуючих для рослинної продукції металів з'являється Ni, причому домінування цього металу в ґрунті відзначалось не завжди. Наприклад, максимальна питома вага Ni була зафіксована для картоплі, вирощеної на території Словаччини (66,87–55,78 %). Причому акумулятивний ряд для картоплі Словаччини має вигляд  $Ni > Fe > Mn$ , для моркви:  $Fe > Ni > Mn$ , для буряка:  $Fe > Mn > Ni$ , тоді як для ґрунтів характерний ряд  $Mn > Zn > Fe$ . Високі концентрації Ni характерні і для капусти, вирощеної на території Угорщини ( $Fe > Ni > Zn$ ), та цибулі, вирощеної на території Польщі ( $Ni > Mn > Cu$ ). Для овочевої продукції, вирощеної на території Ізраїлю та Польщі, характерним є техногенне привнесення свинцю. Так, максимальні концентрації Pb було зафіксовані для томатів Ізраїлю (9,66–18,21 мг/кг) та моркви Польщі (17,34 мг/кг), у той час, як мінімальні концентрації Pb було виявлено у картоплі Катару (0,01–0,07 мг/кг) та огірках Кіпру (0,04 мг/кг).

Отже, рослинна продукція різних географічних поясів характеризується значно більшою варіацією асоціацій фоноформуючих важких металів, ніж ґрунтовий покрив. Для ґрунту пріоритетним важким металом є Mn, тоді як для овочів та фруктів – переважно Fe.

Формування хімічного складу рослинної продукції проходить під комплексним впливом цілої плеяди природних та антропогенних факторів, тому загальні глобальні закономірності коректуються впливом локальних факторів для кожної окремої локальної території. У даному випадку особливості накопичення важких металів у природних компонентах потрібно розглядати з точки зору їх кореляції з процесами міграції хімічних елементів у так званому «культурному ландшафті». Слід зазначити, що французька гуманістична географія трактує культурний ландшафт як територію, у межах якої взаємодіють природні, соціальні та культурні фактори, та як наслідок, формується характерний стиль життя людини [57].

Техногенез значно коректує якісний та кількісний склад асоціацій фоноформуючих важких металів, що проявляється у високих концентраціях технофільних токсичних важких металів (Pb, Ni, Zn та ін.) у рослинній продукції та ґрунтах, збільшуючи тим самим ризик виникнення різних патологічних станів у результаті споживання екологічно небезпечної продукції.

Порушення природних географічних закономірностей накопичення мікроелементів у рослинній продукції створює необхідність контролю



та регламентування вмісту пестицидів у харчових продуктах рослинного походження, враховуючи соціально-економічні особливості певної країни. Особливості моніторингу екологічної безпеки рослинної продукції широкого вжитку відображені в нормативних документах майже кожної країни світу. Тим не менше, досить часто інформація щодо накопичення важких металів у продуктах рослинного походження не є доступною та популяризованою серед населення, хоча відомостей стосовно негативного впливу важких металів на здоров'я людини досить багато. Крім того, нормативно-правова база деяких країн, в тому числі тих, що активно експортують власну продукцію на міжнародні ринки, є застарілою, тому не дозволяє забезпечити екологічну чистоту продуктів харчування рослинного походження, враховуючи сучасні тенденції погіршення стану довкілля.

З метою встановлення екологічної безпеки рослинної продукції, вирощеної на території країн з різними природними та соціально-економічними факторами, було здійснено порівняльний аналіз вмісту деяких важких металів з їх максимально допустимими концентраціями відповідно до нормативних документів відповідних країн (табл. 4.11).

Таблиця 4.11

**Порівняння вмісту Pb та Cd у досліджуваних овочевій та  
фруктовій продукції з нормативними показниками різних країн**

Рослинна продукція \ Країна	Польща	Угорщина	Словаччина	Великобританія	Іспанія	Кіпр	ГДК за Регламентом Комісії (ЄС) № 1881/2006 [301]	Китай	ГДК за GB 2762-2005 [389]	Росія	ГДК за СанПін 2.3.2.560-96 [72]	Білорусія	ГДК за СанПін 11-63 РБ-98 [71]	Україна	ГДК за СанПін 42-123-4089-86 [290]
	<b>Свинець (Pb), мг/кг</b>														
плодові овочі	<u>0,74</u>	-	<u>0,76</u>	-	-	<u>0,13</u>	0,10	<u>0,26</u>	0,10	0,29	0,50	-	0,50	<u>0,66</u>	0,50
листові овочі	-	<u>0,53</u>	<u>0,58</u>	-	-	-	0,30	<u>0,77</u>	0,30	0,39	0,50	0,32	0,50	<u>0,66</u>	0,50
коренеплоди та клубені	<u>2,32</u>	<u>0,77</u>	<u>0,56</u>	<u>0,18</u>	-	<u>0,42</u>	0,10	<u>0,46</u>	0,10	<u>0,67</u>	0,50	0,36	0,50	<u>0,70</u>	0,50
фрукти	0,10	<u>1,79</u>	-	-	<u>0,89</u>	<u>0,27</u>	0,10	<u>0,81</u>	0,10	0,30	0,40	-	0,40	<u>0,59</u>	0,40
	<b>Кадмій (Cd), мг/кг</b>														
плодові овочі	<u>0,08</u>	-	<u>0,12</u>	-	-	0,02	0,05	<u>0,30</u>	0,05	<u>0,10</u>	0,03	-	0,03	<u>0,10</u>	0,03
листові овочі	-	0,09	0,11	-	-	-	0,20	<u>0,30</u>	0,05	<u>0,12</u>	0,03	0,02	0,03	<u>0,27</u>	0,03
коренеплоди та клубені	<u>0,49</u>	0,10	0,05	0,02	-	0,01	0,10	0,05	0,05	<u>0,19</u>	0,03	<u>0,06</u>	0,03	<u>0,10</u>	0,03
фрукти	0,01	<u>0,22</u>	-	-	<u>0,08</u>	<u>0,09</u>	0,05	<u>0,10</u>	0,05	<u>0,10</u>	0,03	-	0,03	<u>0,11</u>	0,03

Слід зазначити, що Регламентом Комісії (ЄС) №1881/2006 [301] регламентується вміст лише 4 важких металів (Pb, Cd, Hg, Sn), а стандартом Китаю – 6 важких металів (Pb, Cd, Cr, As, Se, Hg). Однак, незважаючи на те, що нормативи країн пострадянського простору контролюють дещо ширший перелік важких металів, досить часто граничні концентрації, встановлені даними нормативними документами, є відносно «м'якими» та не дозволяють забезпечити високу якість рослинної харчової продукції. Як видно з табл. 4.11, нормативи ЄС та Китаю містять жорсткіші вимоги до регулювання вмісту Pb у рослинній продукції, але у той же час, нормативні документи країн СНГ встановлюють нижчі максимально допустимі рівні вмісту Cd у рослинних продуктах харчування.

Отже, згідно з даними табл. 4.11, рослинну продукцію жодної країни не можна віднести до екологічно безпечної через недотримання відповідності нормативним вимогам. Зокрема, встановлене у ході досліджень перевищення ГДК за Pb варіюється від 1,34 рази (для коренеплодів і клубенів, відібраних на території Росії) до 23,2 разів (для коренеплодів і клубенів, відібраних на території Польщі). Даний факт свідчить про інтенсивне забруднення Pb ґрунтових овочів, вирощених у межах помірного географічного поясу. Максимальне перевищення гранично допустимого вмісту Cd виявлено також для овочевої продукції Польщі: від 1,6 ГДК – для плодових овочів до 4,9 ГДК для ґрунтових овочів, а також для надґрунтових овочів Китаю (6 ГДК).

Слід відзначити, що для рослинної продукції, вирощеної у межах Білорусії, зафіксована мінімальна кількість випадків недотримання нормативу гранично допустимого вмісту контамінантів, тому її можна віднести до умовно безпечної. Підкреслимо, що для України середні показники вмісту Pb і Cd як у овочевій, так і фруктовій продукції не відповідають вимогам СанПіН 42-123-4089-86 [290].

Виходячи із вище сказано, проблема екологічної безпеки та якості продуктів харчування рослинного походження потребує нагального вирішення шляхом забезпечення системи належного контролю вмісту контамінантів у рослинній продукції з боку урядів різних держав. Проте, ефективне управління якістю рослинної продукції неможливе без розуміння механізмів формування хімічного складу рослин. Тому існує нагальна потреба у подальших трофогеографічних дослідженнях, які покликані виявити глобальні особливості формування екологічної безпеки рослинної продукції під комплексним впливом природних і соціально-економічних (антропогенних) факторів.

## РОЗДІЛ 5

### МОДЕЛЮВАННЯ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ У ТРОФОГЕОГРАФІЧНИХ ДОСЛІДЖЕННЯХ

#### 5.1 Статистичні методи у дослідженнях географічної диференціації металоакумулятивних властивостей різних видів рослинної продукції

У ході трофогеографічних досліджень було здійснено порівняльний аналіз особливостей накопичення хімічних елементів різними видами рослинної продукції на базі програмного забезпечення SPSS 19.0. Статистичний аналіз ґрунтувався на порівнянні середніх значень концентрацій досліджуваних важких металів (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Co, Cr, Cd) та Al у різних видах рослинної продукції із показниками географічного фону відповідного ієрархічного рівня за допомогою U-критерія Манна-Уїтні. Встановлені відмінності у характері накопичення середніх фактичних концентрацій важких металів у рослинній продукції по відношенню до географічного фону були ранжовані за рівнем достовірної значущості:  $p < 0,0001$ ,  $p < 0,001$ ,  $p < 0,05$  та  $p > 0,05$  (відмінності не достовірні). Застосування U-теста Манна-Уїтні дало змогу встановити статистично підтверджені закономірності та особливості видової диференціації металоакумулятивних властивостей рослинної продукції різного типу, а також характеру акумуляції хімічних елементів у рослинних продуктах харчування по відношенню до показників регіонального та субглобального географічного фону.

**5.1.1 Диференціація металоакумулятивних властивостей рослинної продукції у межах Харківського регіону.** Територія Харківського регіону є досить цікавою з точки зору варіації природних та антропогенних факторів. По-перше, локалізація Харківського регіону в межах двох природних зон – лісостепової та степової – обумовлює наявність широкої диференціації природних умов вирощування рослинної продукції. Як відомо, лісостепова та степова природні зони відрізняються за певними кліматичними показниками, ґрунтовими умовами та гідрологічним режимом, що позначається на процесах міграції хімічних елементів у природних компонентах та їх транслокації у рослинному організмі.

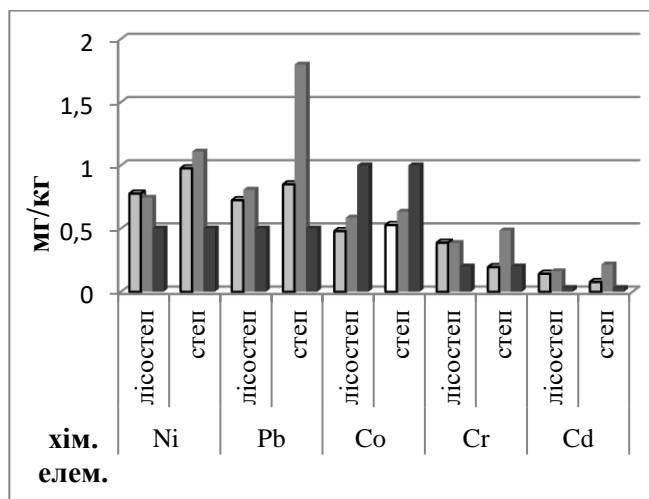
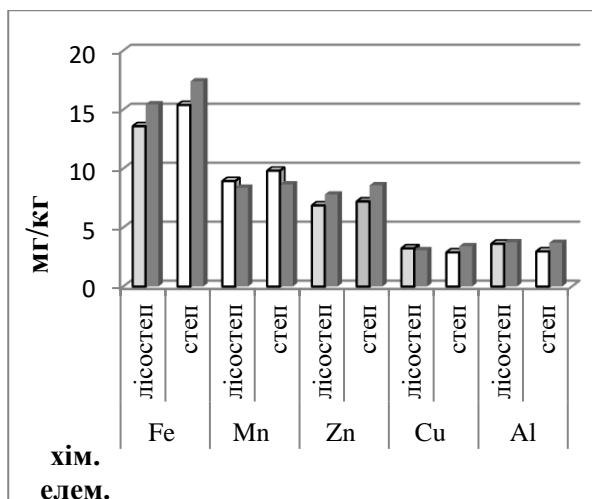
Варіація характеру господарського освоєння регіону відображається у різній господарській спеціалізації окремих адміністративних районів Харківської області, що обумовлює

строкатість соціально-економічних факторів у межах даної території. Ступінь антропогенного навантаження на довкілля відображається в інтенсивності техногенного надходження політантів у навколишнє середовище. Активно включаючись у процеси кругообігу, хімічні елементи техногенного походження поглинаються та накопичуються рослинами, підвищуючи екологічну небезпечність рослинних продуктів харчування. Тому, враховуючи широку різноманітність природних і соціально-економічних факторів, Харківський регіон був обраний в якості модельного для простеження особливостей формування рівня забруднення рослинних продуктів харчування.

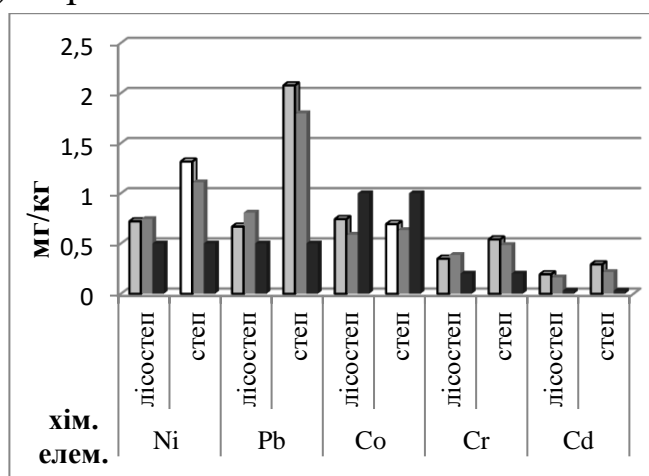
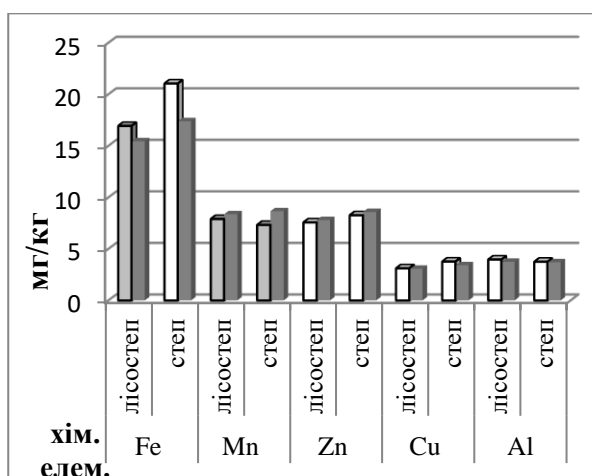
У ході регіональних трофогеографічних досліджень особливостей розподілу мікроелементів у рослинній продукції, вирощеній у межах Харківського регіону, було проаналізовано 606 зразків продуктів харчування рослинного походження, із них 449 зразок було відібрано в межах лісостепової природної зони та 157 зразків – в межах степової зони. Із загальної кількості зразків на ґрунтові овочі припадає 196 зразків, надґрунтові овочі – 126, фрукти та ягоди – 175, лікарських трав – 26, злакових – 17, горіхів – 22, грибів – 16, листя – 28.

Серед ґрунтових овочів, вирощених в межах лісостепу, для дослідження було обрано моркву, картоплю, буряк столовий, цибулю, часник та редис, а в межах степу – моркву, картоплю, буряк столовий та цибулю. Приклади таблиць із результатами U-тесту Манна-Уїтні подані в додатку Г. У роботі встановлені за допомогою U-критерію особливості акумуляції хімічних елементів у ґрунтових овочах, вирощених в умовах різних природних зон у межах Харківського регіону, проілюстровані на графіках на прикладі домінуючих овочевих культур – моркви, картоплі та цибулі (рис. 5.1).

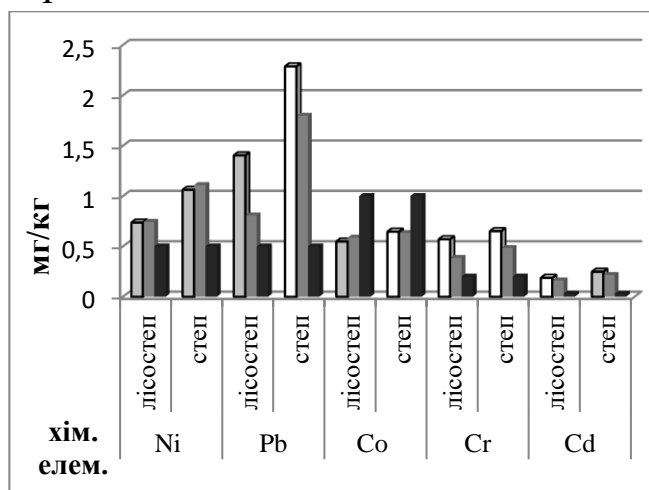
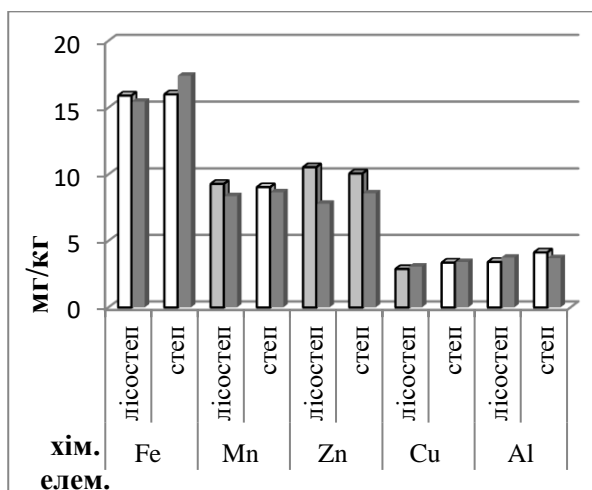
У ході трофогеографічних досліджень встановлені наступні закономірності диференціацій металоаккумулятивних властивостей для ґрунтової овочевої продукції, вирощеної в межах лісостепової зони на території Харківського регіону. У моркві закономірно накопичуються нижчі за значення РГФ концентрації Fe, Pb та Cd з достовірною значущістю на рівні  $p < 0,0001$ , Zn – на рівні  $p < 0,001$ , Co – на рівні  $p < 0,05$ , однак вищі порівняно з фоновими концентрації Cu (на 5 %) ( $p < 0,05$ ) та Ni (на 17 %) ( $p < 0,001$ ). Концентрації Cr знаходяться майже на рівні з РГФ ( $p < 0,0001$ ). Картопля характеризується закономірно нижчими за РГФ концентраціями Mn, Ni, Pb та Cr ( $p < 0,0001$ ). Крім того, виявлено, що акумуляція Co ( $p < 0,05$ ) та Cd ( $p < 0,0001$ ) у концентраціях, що закономірно перевищують РГФ (на 20 % та 15,8 % відповідно), є характерною лише для картоплі. Результати статистичного аналізу



## а) морква



## б) картопля



## в) цибуля

- - Фактична концентрація  
 □ - Концентрації хім. елем., відмінність від географічного фону для яких статистично не підтверджена  
 ■ - Географічний фон  
 ■ - ГДК [182, 185, 290]

**Рис. 5.1. Особливості акумуляції важких металів та Al у ґрунтових овочах у межах Харківського регіону: а) морква; б) картопля; в) цибуля**

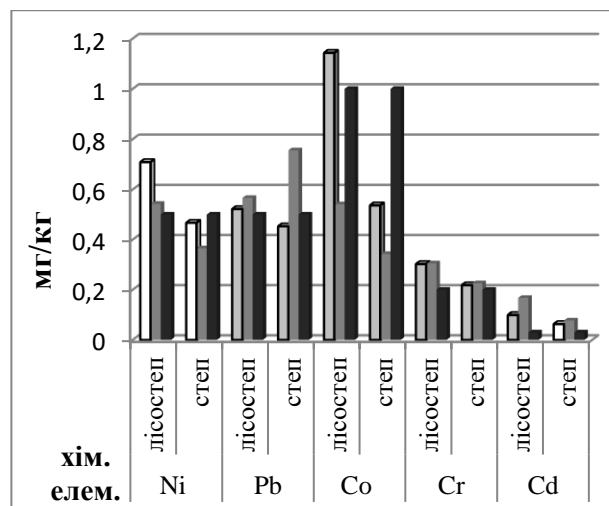
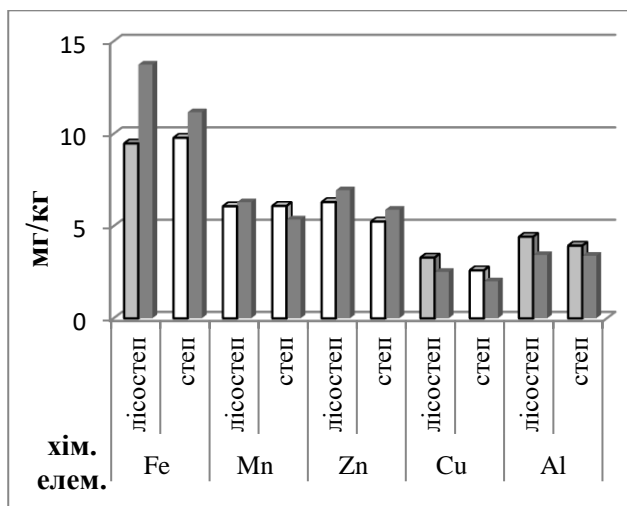
дозволили виявити закономірне накопичення у цибулі вищих порівняно з показниками РГФ концентрацій Mn (на 10 %) та Zn (на 26 %) з достовірною значущістю на рівні  $p < 0,0001$ , а також Pb (на 42 %) – на рівні  $p < 0,05$ .

Слід зазначити, що для моркви, картоплі та цибулі визначено характерне накопичення Ni, Pb, Cr та Cd у концентраціях, що перевищують гранично допустимі у 1,1 – 6,3 разів. Наприклад, вміст Cd у картоплі та цибулі досягав 6,3 ГДК. Підкреслимо, що за такими хімічними елементами, як Ni, Pb, Co, Cr та Cd, розраховані у ході досліджень значення показників РГФ перевищують показники їх гранично допустимого вмісту у овочевій продукції в середньому у 1,5–7,2 разів. Таким чином, овочі, для яких статистично підтверджена тенденція до активного накопичення Ni, Pb, Co, Cr та Cd, потенційно можуть бути екологічно небезпечними.

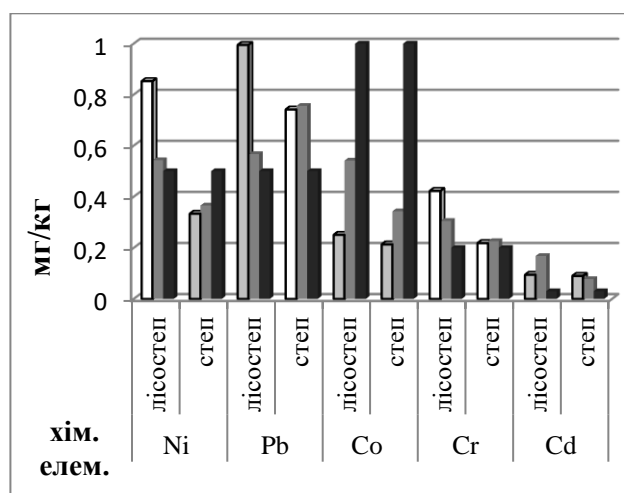
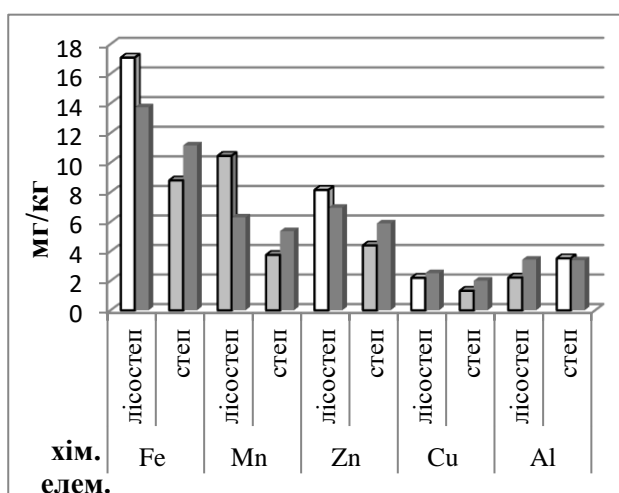
Для ґрунтових овочів, вирощених у степовій зоні у межах Харківського регіону, були виявлені наступні закономірності. У моркві закономірно накопичуються нижчі за значення РГФ концентрації Pb, Zn, Ni ( $p < 0,05$ ), а також Cr та Cd ( $p < 0,0001$ ). Картопля характеризується акумуляцією закономірно нижчих за фонові концентрацій Mn ( $p < 0,001$ ), але вищих концентрацій Fe (на 17 %), Pb (на 33 %), Cr (на 12 %) та Cd (на 36 %) ( $p < 0,05$ ). Для цибулі була встановлена тенденція до закономірного накопичення нижчих, ніж фонові, концентрацій Ni, однак вищих в середньому на 15 % концентрацій Zn та Cd ( $p < 0,05$ ). Крім того, для даних видів ґрунтових овочів було встановлено перевищення гранично допустимих концентрацій за Pb (1,7–4,6 ГДК), Cd (3,5–9,5 ГДК) та Ni (1,8–2,6 ГДК). Для картоплі та цибулі також було встановлене перевищення ГДК за Cr у 2,7–3,3 рази. За аналогічним принципом були простежені металоакумулятивні особливості всіх інших досліджуваних ґрунтових овочів, вирощених в межах лісостепової та степової природних зон Харківського регіону.

Диференціація металоакумулятивних властивостей надґрунтових овочів була простежена на прикладі капусти, томатів, перцю солодкого, огірків, кавунів, баклажанів, кабачків, петрушки та кропу в межах лісостепу, а також капусти, томатів, перцю солодкого, огірків, кабачків і гарбуза – в межах степу. У роботі виявлені за допомогою U-тесту особливості акумуляції хімічних елементів у надґрунтових овочах, вирощених в умовах різних природних зон, проілюстровані на графіках на прикладі капусти, перцю солодкого та огірків (рис. 5.2).

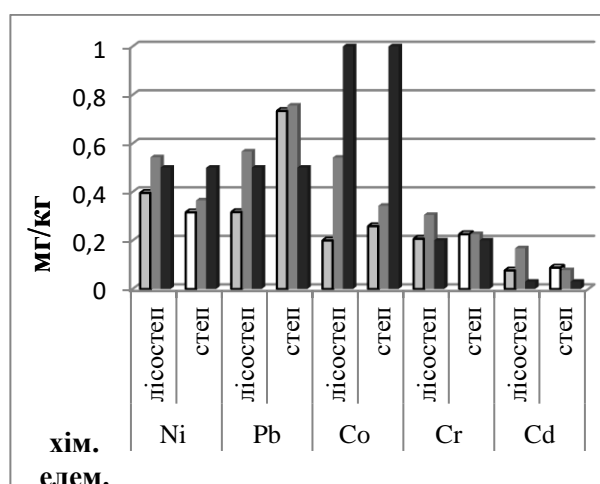
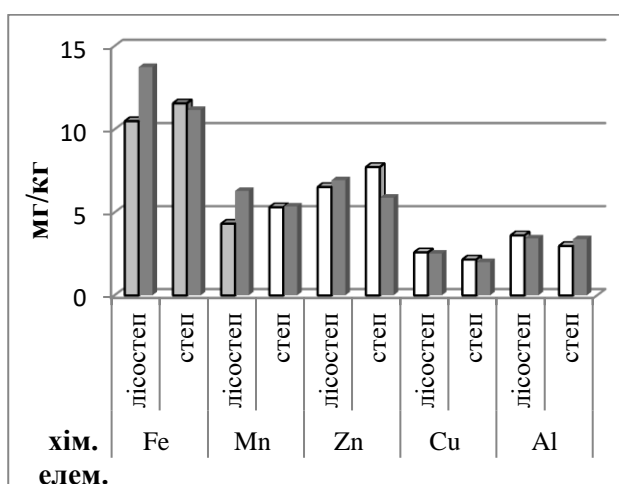
Згідно з результатами U-тесту капуста, вирощена у лісостеповій зоні Харківського регіону, володіє тенденцією до накопичення закономірно



а) капуста



б) перець солодкий



в) огірки

- - Фактична концентрація  
 ■ - Географічний фон  
 □ - Концентрації хім. елем., відмінність від географічного фону для яких статистично не підтверджена  
 ■ - ГДК [182, 185, 290]

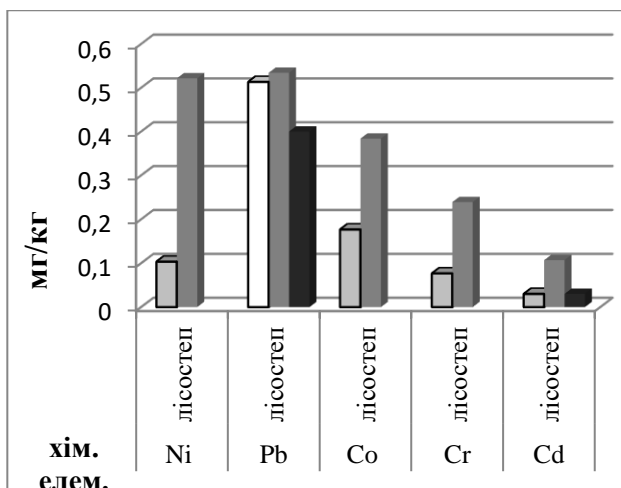
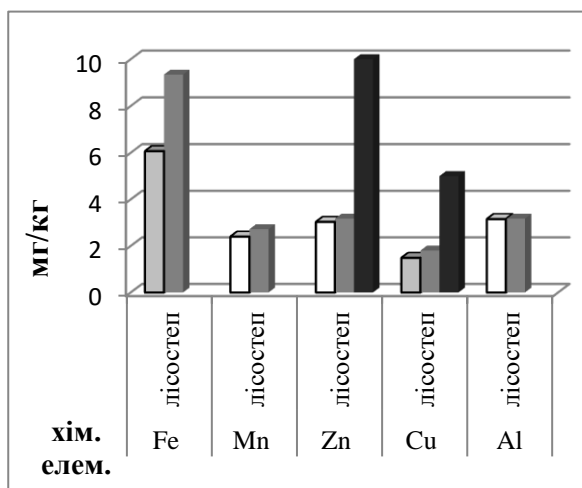
**Рис. 5.2. Особливості акумуляції важких металів та Al у надґрунтових овочах у межах Харківського регіону: а) капуста; б) перець солодкий; в) огірки**

нижчих за РГФ концентрацій Fe та Cd ( $p < 0,0001$ ), Cr та Pb ( $p < 0,001$ ), однак вищих у 1,3 разів концентрацій Al ( $p < 0,0001$ ) та Cu ( $p < 0,001$ ), а також у 2,1 разів – Co ( $p < 0,0001$ ). В огірках закономірно акумулюються нижчі за значення РГФ концентрації Fe, Ni, Pb, Co, Cr та Cd ( $p < 0,0001$ ), а також Mn ( $p < 0,001$ ). Однак, акумуляція Cd відбувається у концентраціях на рівні РГФ ( $p < 0,05$ ). Перець солодкий характеризується закономірно нижчими за фонові концентраціями Co ( $p < 0,0001$ ) і Al ( $p < 0,001$ ), але вищими у 1,7 разів концентраціями Mn і Pb ( $p < 0,001$ ), а також Cd – у 5,6 разів ( $p < 0,0001$ ). При цьому для капусти та солодкого перцю було встановлено перевищення гранично допустимого вмісту Ni, Pb, Co (капуста) та Cr у 1,1 – 3,1 разів. Перевищення ГДК за Cd зафіксовано для всіх трьох досліджуваних видів надґрунтових овочів, причому у солодкому перці вміст Cd досягав 3,2 ГДК.

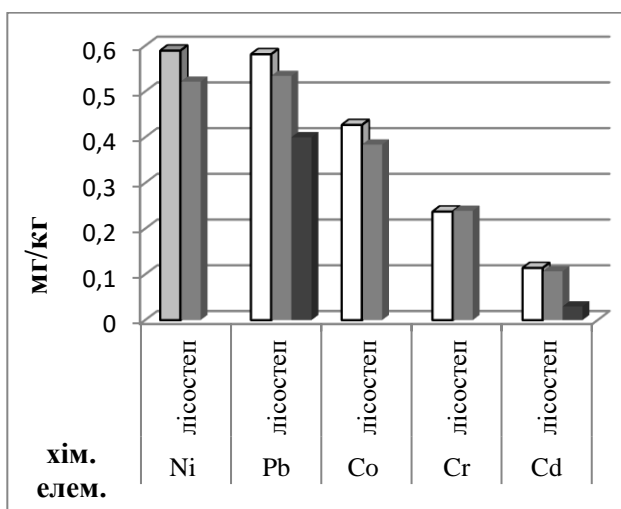
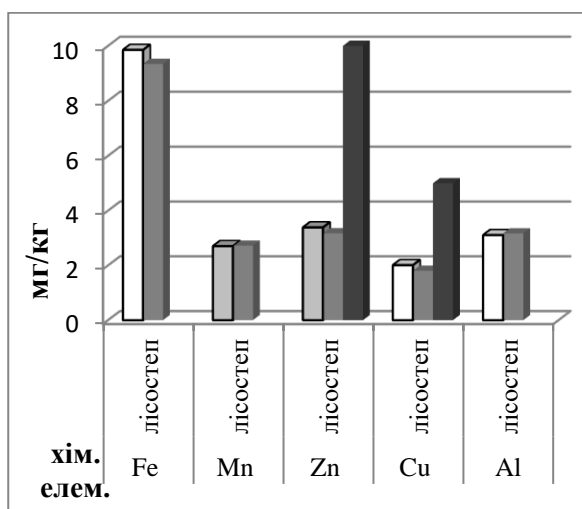
Для надґрунтових овочів степової зони Харківського регіону були встановлені наступні закономірності. У огірках закономірно накопичуються нижчі за значення РГФ концентрації Fe, Pb та Co ( $p < 0,05$ ). Капуста характеризується акумуляцією закономірно нижчих за фонові концентрацій Pb та Cr ( $p < 0,001$ ), але вищих у 1,2–1,6 разів концентрацій Al ( $p < 0,05$ ) і Co ( $p < 0,0001$ ). Перець солодкий характеризується закономірно нижчими за фонові концентраціями Fe, Mn, Zn і Ni ( $p < 0,05$ ), а також Co та Cu ( $p < 0,001$ ), але вищими у 1,2 рази концентраціями Cd ( $p < 0,001$ ). Крім того, для всіх даних видів надґрунтових овочів в умовах степової зони було встановлено перевищення допустимого вмісту за Cr та Cd (1,1–3,2 ГДК), а для солодкого перцю та огірків – також за Pb (1,5–3,0 ГДК). Слід відзначити, що для Pb, Cr і Cd розраховані показники РГФ для надґрунтових овочів степу в межах Харківського регіону перевищують встановлені значення ГДК у 1,1–2,6 разів. Диференціація металоакумулятивних властивостей всіх інших досліджуваних видів надґрунтових овочів, вирощених у межах лісостепу та степу Харківського регіону, була простежена за аналогічним принципом.

Фруктово-ягідна продукція також характеризується певними металоакумулятивними особливостями. Для лісостепової зони характер накопичення мікроелементів у фруктах був простежений на прикладі яблук, груш, слив, абрикос і персика. Серед ягід в межах лісостепу були досліджені малина, калина, полуниця, смородина чорна та червона, чорниця, обліпіха, агрус, виноград синій та вишня, а в межах степу – смородина чорна, чорниця, агрус та виноград синій. Встановлені закономірності акумуляції металів у фруктах і ягодах по відношенню до РГФ проілюстровані на прикладі яблук, абрикос та агрусу (рис. 5.3).

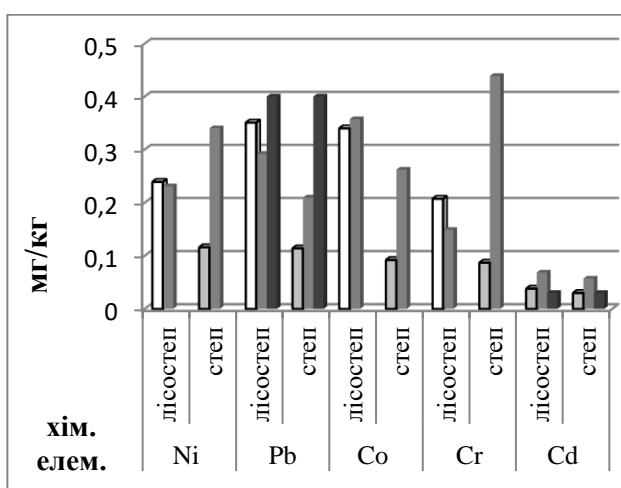
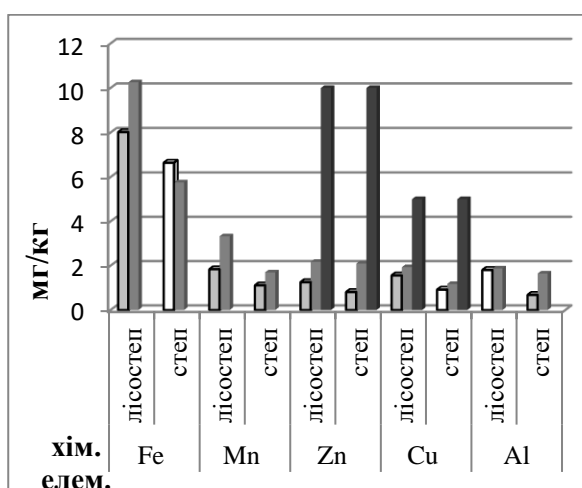




а) абрикоси



б) яблука



в) агрус

- - Фактична концентрація      □ - Концентрації хім. елем., відмінність від географічного фону для яких статистично не підтверджена  
 ■ - Географічний фон      ■ - ГДК [182, 185, 290]

**Рис. 5.3. Особливості розподілу важких металів та Al у фруктових продуктах в межах Харківського регіону:**  
**а) абрикоси; б) яблука; в) агрус**

Як видно з рис. 5.3, абрикоси лісостепу закономірно накопичують нижчі за фонові концентрації Fe (у 1,5 рази), Cu (у 1,2 рази), Ni (у 5 разів), Co (у 2,2 разів), Cr (у 3,1 разів) та Cd (у 3,6 разів) ( $p < 0,05$ ). Яблука характеризується закономірною акумуляцією вищих порівняно зі значеннями РГФ концентрацій Ni (у 1,1 рази) та Mn (у 2,2 рази) ( $p < 0,001$ ), а також Zn (у 1,1 рази) ( $p < 0,0001$ ). Слід відзначити, що для Pb та Cd розраховані в результаті досліджень показники РГФ для фруктів лісостепу в межах Харківського регіону перевищують встановлені значення ГДК у 1,3 рази та у 3,6 разів відповідно. Підкреслимо, що для яблук середній вміст Pb та Cd перевищував гранично допустимий у середньому у 1,3–3,7 разів.

В агрусі, вирощеному у лісостеповій природній зоні в межах Харківського регіону, закономірно акумулюються нижчі за фонові концентрації Fe, Zn та Cu з достовірною значущістю на рівні  $p < 0,001$ , а також Mn та Cd ( $p < 0,0001$ ), при цьому концентрації Cd складають 1,3 ГДК. В умовах степової природної зони для агрусу було виявлено закономірність до накопичення найнижчих порівняно з РГФ середніх концентрацій Mn (у 1,5 разів) ( $p < 0,05$ ), Pb і Cd (у 1,8–1,9 разів) ( $p < 0,001$ ); Zn, Ni, Al, Co та Cr (у 2,4–5,0 разів) ( $p < 0,0001$ ).

За аналогічною схемою була простежена диференціація металоакумулятивних особливостей всіх інших досліджуваних видів фруктів та ягід, вирощених в межах лісостепової та степової природних зон Харківського регіону.

У ході статистичного аналізу не була достовірно підтверджена різниця по відношенню до географічного фону у накопиченні важких металів та Al у злакових (пшениці), вирощених в умовах лісостепової та степової природних зон в межах території Харківського регіону ( $p > 0,05$ ), що не дало змогу встановити певні закономірності у формуванні хімічного складу даної рослинної продукції.

Особливості розподілу мікроелементів у лікарських травах були простежені на прикладі вероніки лікарської (*Veronica officinalis* L.), звіробою звичайного (*Hypericum perforatum* L.), подорожника великого (*Plantago major* L.), полину гіркого (*Artemisia absinthium*), ромашки лікарської (*Matricaria recutita*), тисячолісника звичайного (*Achillea millefolium* L.), шавлії лікарської (*Salvia officinalis* L.), вирощених у межах Харківського регіону. За результатами трофогеографічних досліджень встановлено, що в умовах лісостепової зони в межах Харківського регіону вероніка лікарська (*Veronica officinalis* L.) характеризується здатністю до накопичення закономірно вищих порівняно з фоновими концентрації Fe (у 1,4 рази), Mn (у 1,2 рази),

Zn (у 2 рази), Cu (у 1,1 рази), Ni (у 2,4 рази), Al (у 1,3 рази), але в той же час нижчих за фонові концентрації Pb (у 1,9 рази), Cr (у 2,3 рази) і Co (у 2,9 разів) з достовірною значущістю на рівні  $p < 0,05$ . Звіробій звичайний (*Hypericum perforatum* L.) відзначається закономірним накопиченням Ni та Fe у концентраціях, нижчих за фонові, у 2,1 рази та 1,3 рази відповідно ( $p < 0,001$ ). Статистично підтверджених відмінностей у характері акумуляції важких металів порівняно з РГФ у подорожнику великому (*Plantago major* L.), полину гіркому (*Artemisia absinthium*), ромашці лікарській (*Matricaria recutita*), тисячоліснику звичайному (*Achillea millefolium* L.), шавлії лікарській (*Salvia officinalis* L.), вирощених в умовах лісостепової природної зони в межах Харківського регіону, не виявлено ( $p > 0,05$ ).

Для лікарських трав, вирощених в умовах степової природної зони в межах Харківського регіону, відмінності у розподілі важких металів по відношенню до географічного фону були статично підтверджені лише для звіробою звичайного (*Hypericum perforatum* L.). Так, акумуляція Co у звіробої звичайному закономірно протікає в концентраціях на рівні фонових ( $p < 0,05$ ).

Застосування U-критерію до масиву даних щодо вмісту важких металів у грибах (білий гриб та глина звичайна), що були вирощені на території Харківського регіону, дозволило виявити наступну статистично підтверджену закономірність: білий гриб, вирощений в умовах лісостепу, володіє здатністю до накопичення Cr у концентраціях, що складають 1,1 РГФ ( $p < 0,05$ ), тоді як у білому грибі, вирощеному в степову, акумуляція Cr протікає на рівні показників РГФ ( $p < 0,05$ ). Крім того, середні концентрації Cd у білому грибі лісостепу перевищують ГДК у 1,1 рази, а степу – у 4,5 разів. Відмінності у характері накопичення мікроелементів у гливі звичайній порівняно з РГФ не дістали статистичного підтвердження ( $p > 0,05$ ).

Накопичення мікроелементів у горіхах також характеризується певними тенденціями. Так, акумуляція Cd у горіхах протікає у концентраціях на рівні показників РГФ для обох природних зон. Крім того, в умовах степової природної зони акумуляція Pb у горіхах також протікає у концентраціях на рівні фонових ( $p < 0,0001$ ). Відмінності у характері накопичення інших хімічних елементів у горіхах порівняно з географічним фоном не дістали статистичного підтвердження ( $p > 0,05$ ), тому не було виділено жодних закономірностей.

Для листя фруктових дерев виявлено закономірність до накопичення Ni та Co в умовах лісостепової зони на рівні РГФ ( $p < 0,05$ ). Відмінності розподілу досліджуваних хімічних елементів у листі

фруктових дерев в умовах степової природної зони по відношенню до географічного фону не отримали статистичного підтвердження ( $p > 0,05$ ).

Застосування U-тесту до генеральної сукупності даних щодо вмісту хімічних елементів у рослинних продуктах харчування, вирощених в межах лісостепу та степу Харківського регіону, дало змогу виявити вплив природної зони із притаманними їй природними та соціальними умовами на характер акумуляції важких металів та Al. У результаті статистичного аналізу була встановлена статистично значима диференціація у накопиченні певних хімічних елементів різними типами рослинної продукції залежно від природної зони (табл. 5.1).

Таблиця 5.1

**Хімічні елементи, характер накопичення яких у рослинній продукції відрізняється залежно від природної зони (лісостеп і степ)**

Об'єкт дослідження								
Грунтові овочі	Надґрунтові овочі	Фрукти	Ягоди	Трави	Горіхи	Листя	Злакові	Гриби
Fe, Pb	-	Mn, Pb, Al, Cr, Cd	Fe, Mn, Cu	Pb, Cr	Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Al	Cu, Al, Co	-	Ni, Cr, Cd

Як видно з табл. 5.1, акумуляція Fe та Pb у ґрунтових овочах характеризується певними відмінностями. Так, вміст Fe у ґрунтових овочах степової зони вищий у 1,3 рази за його концентрацію у ґрунтових овочах лісостепу, а Pb – у 2,2 рази. Формування хімічного складу фруктів, вирощених в різних природних зонах, відрізняються за характером накопичення Mn, Pb, Al, Cr та Cd. Статистична обробка даних показала, що концентрації Mn у фруктовій продукції степу на 46,2 % (у 1,8 рази) вищі, ніж у фруктах лісостепу, а Cd – 29,1 % (у 1,4 разів). Однак, Pb, Cr та Al накопичується у вищих концентраціях у фруктах лісостепу порівняно зі степом на 40,1 % (у 1,7 разів), на 33,3 % (у 1,2 разів) та на 18,8 % (в 1,2 рази) відповідно.

У ягідній продукції лісостепової зони спостерігається більший, ніж у ягідній продукції степу, вміст Fe, Mn та Cu у 1,5–2 рази. Накопичення у лікарських травах Pb у вищих концентраціях характерно для лісостепової зони (у 2,4 рази), тоді як показники концентрації Cr у травах степу, навпаки, є вищими за концентрації даного важкого металу у травах лісостепу. У горіхах степової зони концентрації Mn, Zn, Cu, Ni і Al у вищі в 1,2–1,4 рази (на 19,7–29,7 %), ніж у горіхах лісостепової зони. Концентрація ж Pb у горіхах, вирощених у степовій зоні, у 2,8 рази більша за його концентрацію у горіхах, вирощених у лісостепу. При дослідженні хімічного складу листя лісостепової і степової зон

виявлено, що вміст Cu, Al і Co у складі листя степу є вищим у 1,7–2,6 рази, ніж у листі лісостепової зони. У грибах, вирощених у степовій зоні, концентрація Ni є вищою у 3,1 рази за концентрацію Ni у грибах лісостепу, а Cr і Cd – у 5–5,3 рази. Однак підкреслимо, що при статистичній обробці даних значних відмінностей в концентраціях мікроелементів у надґрунтових овочах і зернових культурах лісостепової і степової зон не виявлено.

### ***5.1.2 Диференціація металоаккумулятивних властивостей рослинної продукції в умовах різних природних зон і регіонів України.***

Дослідження зональних і регіональних особливостей диференціації металоаккумулятивних властивостей різних типів рослинної продукції проводилось в лісовій, лісостеповій та степовій природних зонах, а також Карпатському та Кримському регіонах України. У ході регіональних трофогеографічних досліджень було проведено статистичний аналіз з використанням U-критерію щодо вмісту важких металів та Al у 1012 зразках рослинної продукції, з яких 24 зразки було відібрано у межах лісової зони, 505 – у межах лісостепової зони, 222 – у межах степової зони, 234 – у межах Карпатського регіону, 27 – у межах Кримського регіону.

Як приклад в роботі описані статистично підтверджені закономірності у накопиченні важких металів у рослинній продукції, вирощеній в Карпатському регіоні, по відношенню до регіонального географічного фону. Результати U-тесту дозволили встановити закономірність у накопиченні в овочевій продукції Fe ( $p < 0,0001$ ), Mn ( $p < 0,001$ ) та Pb ( $p < 0,001$ ) у концентраціях, нижчих за показники РГФ для Карпатського регіону. Крім того, ґрунтові овочі Карпат характеризуються акумуляцією закономірно нижчих за фонові концентрацій Al ( $p < 0,05$ ), Co ( $p < 0,0001$ ), Cr ( $p < 0,0001$ ), а надґрунтові – Zn ( $p < 0,0001$ ). В той же час, акумуляція у ґрунтових овочах Zn ( $p < 0,001$ ) і Ni ( $p < 0,0001$ ) закономірно відбувається у концентраціях, вищих за фонові на 1,5–6,7 %, а у надґрунтових – Al та Cd (на 23 %) ( $p < 0,0001$ ). Загалом відзначимо, що в межах Карпатського регіону надґрунтові овочі відзначаються здатністю до накопичення вищих середніх концентрацій важких металів порівняно з ґрунтовими овочами.

Акумуляція Zn, Ni, Pb та Co у фруктово-ягідній продукції, вирощеній у Карпатах, закономірно протікає у концентраціях, нижчих за показники РГФ ( $p < 0,0001$ ), а Mn – у вищих у 1,3 рази ( $p < 0,001$ ). Крім того, була виявлена закономірність у накопиченні у фруктах Al у концентраціях, що складають 1,1 РГФ ( $p < 0,0001$ ), а у ягодах –

Cu (1,3 РГФ) ( $p < 0,05$ ). Концентрація ж Cd у ягідній продукції не перевищує РГФ ( $p < 0,001$ ). Однак при цьому для фруктово-ягідної продукції характерне забруднення Pb (1,1 ГДК) та Cd (3,4 ГДК) незважаючи на те, що фактичний вміст даних металів знаходиться у межах РГФ. Це обумовлено тим, що для Карпатського регіону значення регіонального географічного фону для Pb та Cd перевищують ГДК.

Результати застосування U-тесту дозволили встановити тенденцію до акумуляції Fe, Cu, Pb, Co та Cr у лікарських травах, горіхах і грибах Карпатського регіону у концентраціях, що не перевищують значення РГФ. Також було виявлено статистично підтверджену закономірність до накопичення у лікарських травах Ni та Cd ( $p < 0,0001$ ), у грибах – Mn, Ni, Al ( $p < 0,0001$ ) та Zn ( $p < 0,001$ ), а у горіхах – Zn ( $p < 0,05$ ) у концентраціях, нижчих за фонові. Крім того, горіхи характеризуються здатністю до акумуляції Ni та Al у концентраціях, що перевищують фонові у 1,5 та 1,1 рази відповідно ( $p < 0,05$ ). Підкреслимо, що середній вміст Cd у горіхах перевищує ГДК на 9 % (у 1,1 разів).

Отже, харчова рослинна продукція, вирощена у межах Карпатського регіону, характеризується накопиченням Cu та Zn у допустимих концентраціях, проте відзначається інтенсивним забрудненням Cd. Характерною особливістю акумуляції важких металів у рослинних продуктах харчування Карпатського регіону є статистично підтверджена закономірність у накопиченні Pb у концентраціях, які є закономірно нижчими за РГФ.

Аналогічним чином були простежені зональні та регіональні особливості акумуляції важких металів у різних типах рослинної продукції, вирощеній на території України.

Застосування у трофогеографічних дослідженнях U-теста Манна-Уїтні дозволило виявити зональні і регіональні закономірності акумуляції хімічних елементів у рослинних продуктах харчування залежно від регіону вирощування, які проявляються у своєрідній «металоакумулятивній специфічності» кожного регіону. Аналіз характеру накопичення хімічних елементів у ґрунтовій овочевій продукції дав змогу встановити, що ґрунтові овочі, вирощені в Криму, здатні накопичувати найвищі концентрації Zn ( $8,88 \pm 0,57$  мг/кг), Cu ( $3,68 \pm 0,46$  мг/кг) та Al ( $4,95 \pm 0,22$  мг/кг), Карпатського регіону – Mn ( $9,36 \pm 0,47$  мг/кг), степової зони – Ni ( $0,74 \pm 0,11$  мг/кг) (1,5 ГДК), Pb ( $1,17 \pm 0,19$  мг/кг) (2,3 ГДК) та Cr ( $0,39 \pm 0,05$  мг/кг) (~ 2,0 ГДК). У той час, як ґрунтова овочева продукція лісової зони відзначається найменшим середнім вмістом Mn ( $5,08 \pm 1,11$  мг/кг), Zn ( $5,40 \pm 1,10$  мг/кг), Cu ( $2,09 \pm 0,39$  мг/кг), Ni ( $0,41 \pm 0,09$  мг/кг), Pb ( $0,39 \pm 0,06$  мг/кг) та

Cr ( $0,26 \pm 0,05$  мг/кг) (1,3 ГДК), а найменші концентрації Al ( $2,72 \pm 0,14$  мг/кг) характерні для ґрунтових овочів Карпатського регіону. Відмінності у характері розподілу Fe та Cd у ґрунтових овочах порівняно з показниками географічного фону залежно від регіону вирощування не отримали статистичного підтвердження ( $p > 0,05$ ).

Регіональні особливості накопичення важких металів та Al у надґрунтовій овочевій продукції знаходять свій прояв у найбільш інтенсивній акумуляції Fe ( $18,0 \pm 1,73$  мг/кг), Cu ( $2,70 \pm 0,20$  мг/кг), Ni ( $0,95 \pm 0,12$  мг/кг) (1,9 ГДК), Co ( $1,14 \pm 0,17$  мг/кг) (~1,2 ГДК) та Cr ( $0,53 \pm 0,06$  мг/кг) (2,7 ГДК) у надґрунтовій овочевій продукції Карпатського регіону, Cd ( $0,16 \pm 0,03$  мг/кг) (5,3 ГДК) – у надґрунтових овочах лісостепової зони, Pb ( $0,69 \pm 0,19$  мг/кг) (~1,4 ГДК) – у надґрунтових овочах степової зони. Найменші концентрації Fe ( $10,34 \pm 3,44$  мг/кг), Cu ( $1,45 \pm 0,32$  мг/кг), Pb ( $0,39 \pm 0,04$  мг/кг) та Cr ( $0,15 \pm 0,02$  мг/кг) накопичують надґрунтові овочі лісової зони, а Co ( $0,30 \pm 0,04$  мг/кг) та Cd ( $0,08 \pm 0,03$  мг/кг) (2,7 ГДК) – надґрунтові овочі степової природної зони України. Статистично підтверджених відмінностей в акумуляції Mn, Zn та Al у надґрунтових овочах порівняно з показниками РГФ залежно від регіону вирощування не було виявлено ( $p > 0,05$ ). Таким чином, зональні та регіональні закономірності у накопиченні важких металів в овочевій продукції чітко простежуються, однак вони є специфічними для різних хімічних елементів. Так, для овочів степу відзначається тенденція до інтенсивної акумуляції Pb, в той час, як овочі лісової зони відзначаються мінімальною здатністю до накопичення Cu, Pb та Cr.

Фрукти, вирощені на території Карпатського регіону, відзначаються накопиченням найвищих концентрацій Fe ( $23,37 \pm 1,17$  мг/кг), Mn ( $11,18 \pm 0,72$  мг/кг), Cu ( $3,06 \pm 0,16$  мг/кг), Ni ( $0,52 \pm 0,09$  мг/кг) і Cr ( $0,36 \pm 0,02$  мг/кг). Найбільш інтенсивна акумуляція Zn ( $4,50 \pm 1,11$  мг/кг), Al ( $4,65 \pm 0,25$  мг/кг) та Co ( $0,51 \pm 0,03$  мг/кг) спостерігається у фруктах лісової зони, Pb ( $0,49 \pm 0,03$  мг/кг) (1,2 ГДК) – у лісостеповій зоні, а Cd ( $0,15 \pm 0,05$  мг/кг) (5 ГДК) – у Кримському регіоні. Найнижчі концентрації Zn, Ni, Co і Cr виявлені у фруктовій продукції Кримського регіону, Pb і Al – у фруктовій продукції степової зони, Mn і Cu – у фруктах лісостепу, Fe і Cd – у фруктах лісової природної зони.

Регіональні особливості акумуляції важких металів та Al у ягодах проявляються у накопиченні найвищих концентрацій Fe ( $23,9 \pm 1,63$  мг/кг), Mn ( $13,15 \pm 1,43$  мг/кг), Zn ( $4,61 \pm 1,10$  мг/кг) і Cu ( $3,83 \pm 0,51$  мг/кг) у ягідній продукції, вирощеній у Карпатах, Ni ( $0,49 \pm 0,05$  мг/кг) і

Cr ( $0,65 \pm 0,10$  мг/кг) – у ягодах степової зони, Cd ( $0,11 \pm 0,05$  мг/кг) ( $3,7$  ГДК) – у ягодах Кримського регіону, а Co ( $0,40 \pm 0,03$  мг/кг) – у ягодах лісової зони. Найнижчі концентрації Fe, Mn і Cu спостерігаються у ягодах, вирощених у степовій зоні, Ni та Cd – у ягодах лісової зони, Zn і Cr – у ягодах лісостепової зони, а Co – у ягодах Кримського регіону. Отже, фруктов-ягідна продукція Карпат характеризується найвищим вмістом Fe, Mn та Cu, а лісової зони – Co. Фрукти та ягоди Криму володіють тенденцією до накопичення найвищих концентрацій Cd і найнижчих – Co.

Географічні особливості проявляються й у характері накопичення важких металів у лікарських травах і листі фруктових дерев для Карпатського регіону та лісостепової природної зони України. Проведений статистичний аналіз дав змогу встановити, що для лісостепової зони характерне накопичення Ni, Pb, Cr і Cd у лікарських травах у концентраціях, вищих у  $2\text{--}4,6$  разів порівняно з Карпатським регіоном, а також вищих у  $2\text{--}7,4$  разів концентрацій Fe, Mn, Zn, Cu, Pb і Cr у листі фруктових дерев. Регіональна диференціація у характері накопичення Mn, Zn та Pb у горіхах була статистично підтверджена для лісостепової та степової природних зон і Карпатського регіону. Аналіз отриманих результатів засвідчив, що найвищі концентрації Mn ( $6,65 \pm 0,25$  мг/кг) і Zn ( $4,10 \pm 0,11$  мг/кг) спостерігаються у горіхах степової зони, а концентрації Pb ( $0,68 \pm 0,06$  мг/кг) ( $\sim 1,4$  ГДК) – у горіхах лісостепу. Найнижчі ж концентрації Mn ( $4,10 \pm 0,37$  мг/кг) і Zn ( $3,00 \pm 0,12$  мг/кг) – у горіхах лісостепової зони, а Pb ( $0,30 \pm 0,04$  мг/кг) – у горіхах, вирощених у степовій зоні.

Для грибів, вирощених у лісостеповій та степовій природних зонах і Карпатському регіоні, відзначається статистично значима варіація в акумуляції Fe, Zn, Ni, Pb, Cr та Cd. Результати досліджень показали, що найвищі концентрації Fe ( $21,7 \pm 3,32$  мг/кг), Ni ( $0,70 \pm 0,18$  мг/кг), Pb ( $0,50 \pm 0,11$  мг/кг), Cr ( $0,40 \pm 0,07$  мг/кг) і Cd ( $0,50 \pm 0,10$  мг/кг) ( $5$  ГДК) спостерігаються у грибах степової зони, а Zn ( $5,40 \pm 1,38$  мг/кг) – у грибах Карпатського регіону. Найнижчі показники концентрації Fe ( $11,50 \pm 2,54$  мг/кг), Ni ( $0,09 \pm 0,02$  мг/кг) і Cd ( $0,08 \pm 0,02$  мг/кг) спостерігаються у грибах, вирощених у Карпатах, а Zn ( $2,70 \pm 0,26$  мг/кг), Pb ( $0,20 \pm 0,03$  мг/кг) і Cr ( $0,08 \pm 0,01$  мг/кг) – у грибах лісостепової зони.

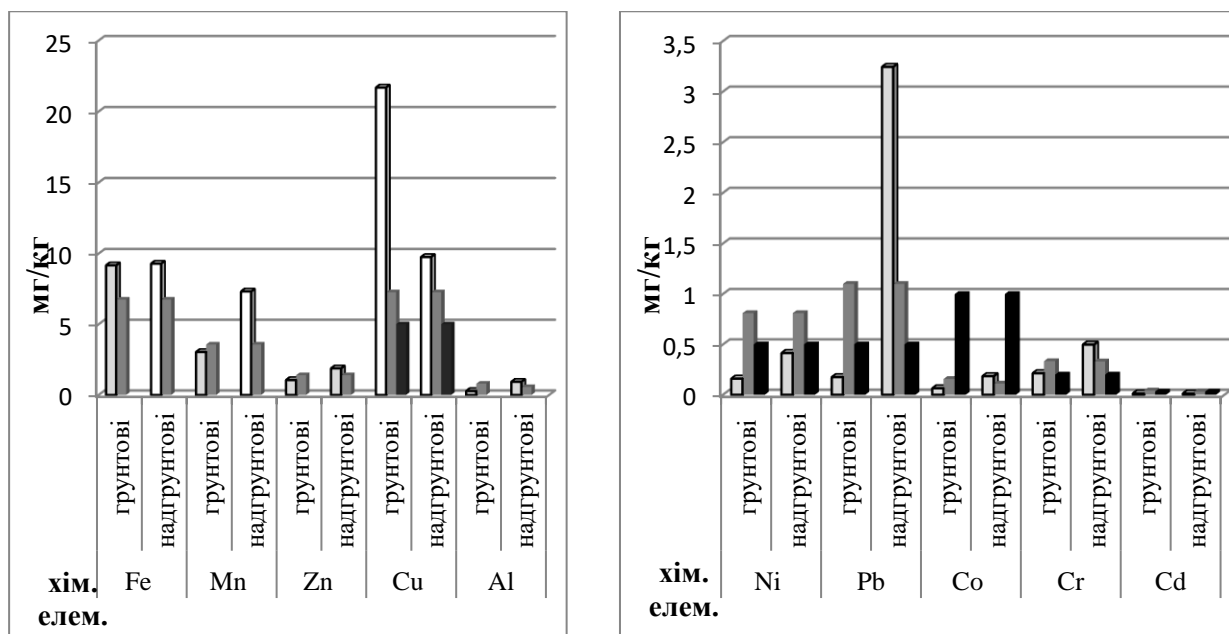
**5.1.3 Диференціація металоаккумулятивних властивостей рослинної продукції в умовах різних географічних поясів Північної півкулі.** Для простеження характеру зональної диференціації



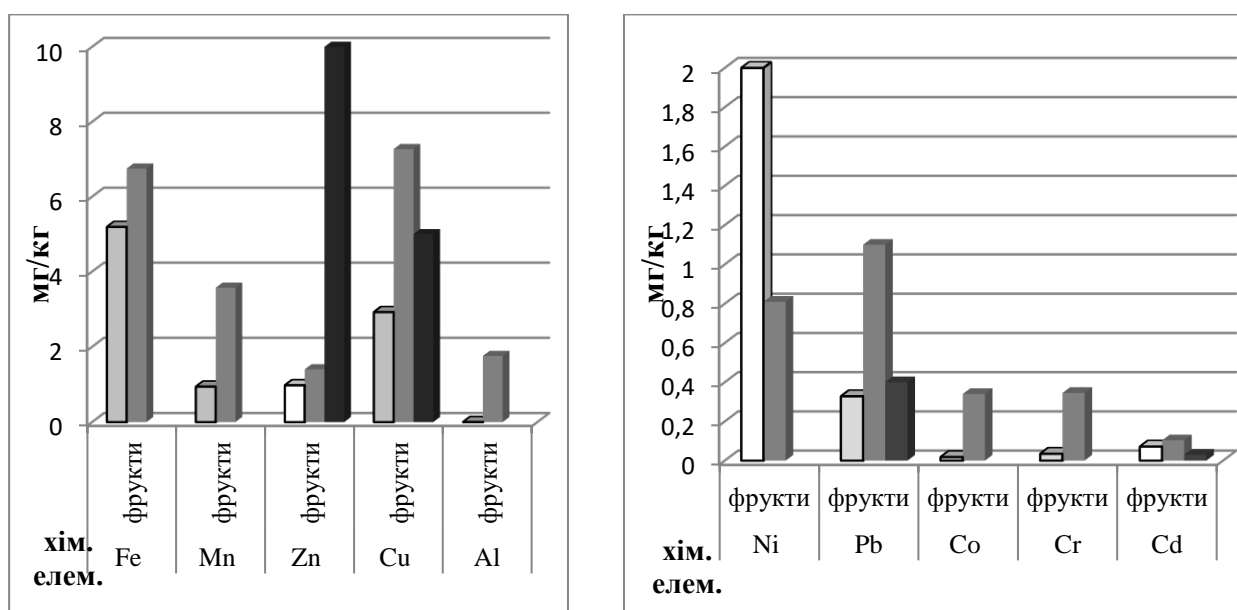
металоакумулятивних властивостей рослинної продукції, вирощеної в різних географічних поясах, у ході трофогеографічних досліджень було проведено статистичний аналіз із застосуванням U-критерію до масиву даних щодо 11 950 аналітичних визначень вмісту важких металів та Al у зразках продуктів харчування рослинного походження, із яких 11 630 аналітичних визначень зразків рослинної продукції, що були відібрані у межах помірного географічного поясу, 250 – у межах субтропічного географічного поясу, 50 – у межах тропічного географічного поясу, 20 – у межах субекваторіального географічного поясу. У результаті було виявлено певні статистично підтверджені закономірності накопичення мікроелементів у овочевій та фруктовій продукції, вирощеній у помірному, субтропічному, тропічному та субекваторіальному географічних поясах Північної півкулі.

Встановлено, що у ґрунтових овочах помірного поясу Mn, Zn, Ni, Pb, Al та Cr акумулюються у концентраціях, що закономірно перевищують субглобальний географічний фон (СГФ) ( $p < 0,0001$ ), а Fe, Co та Cd – у концентраціях, що є закономірно нижчими за фонові ( $p < 0,0001$ ). Надґрунтові овочі, вирощені в умовах помірного поясу, володіють властивостями до акумуляції нижчих порівняно з фоновими концентрацій Fe, Mn, Cu, Pb, Cr та Cd, однак вищих за фонові концентрації Zn, Ni, Al та Co ( $p < 0,0001$ ). У фруктах лише Cd закономірно накопичується у концентраціях, що складають 1,1 СГФ, в той час, як вміст всіх інших металів є закономірно нижчим за показники СГФ з достовірною значущістю на рівні  $p < 0,0001$ .

Для рослинної продукції, вирощеної в межах субтропічного географічного поясу, були виявлені інші тенденції. У ґрунтових овочах з усіх досліджуваних металів лише акумуляція Fe протікає у концентраціях, що закономірно перевищують фонові на 26,43 % (1,36 СГФ) ( $p < 0,05$ ), в той час, як вміст Ni та Pb ( $p < 0,0001$ ), Al, Co та Cr ( $p < 0,001$ ), а також Mn, Zn та Cd ( $p < 0,05$ ) є постійно нижчим за показники СГФ. Надґрунтові овочі субтропіків володіють статистично підтвердженою тенденцією до акумуляції Zn, Pb, Al, Co та Cr у концентраціях, що є закономірно вищими за фонові ( $p < 0,05$ ), а Ni ( $p < 0,05$ ) та Cd ( $p < 0,001$ ) – у концентраціях, нижчих за фонові показники. У фруктах концентрації важких металів не перевищують показники СГФ. Так, за результатами статистичного аналізу акумуляція Fe та Cu ( $p < 0,05$ ), а також Mn, Pb, Al, Co та Cr ( $p < 0,001$ ) у фруктовій продукції закономірно протікає у концентраціях, нижчих за фонові. Характер акумуляції мікроелементів у рослинній продукції, вирощеній в умовах субтропічного поясу, проілюстрований на рис. 5.4.



а) овочева продукція



б) фруктова продукція

- – Фактична концентрація;    □ – Концентрації хім. елем., відмінність від географічного фону для яких статистично не підтверджена  
 ■ – Географічний фон;        ■ – ГДК [182, 185, 290]

**Рис. 5.4. Особливості акумуляції важких металів та Al у рослинній харчовій продукції, вирощеній в умовах субтропічного географічного поясу: а) овочева продукція; б) фруктова продукція**

Відмінності у накопиченні важких металів та Al у овочевій та фруктово-ягідній продукції, вирощеній у межах тропічного та субекваторіального географічних поясів, по відношенню до географічного фону не дістали статичного підтвердження через недостатню кількість проаналізованих зразків. Тому особливості формування рівня забруднення рослинної продукції, вирощеної в умовах даних географічних поясів, потребують більш детального дослідження.

Говорячи про екологічну безпеку рослинних продуктів харчування, вирощених в межах різних географічних поясів, підкреслимо, що для овочевої продукції помірного поясу виявлено перевищення гранично допустимого вмісту Ni (1,6–1,9 ГДК), Pb (1,3–1,5 ГДК), Cr (1,7–1,8 ГДК) та Cd (4,5–4,7 ГДК). Крім того, забруднення Pb та Cd характерно і для фруктів (1,4 ГДК та 5 ГДК відповідно). Рослинна продукція субтропічного поясу характеризується наднормативним вмістом наступних елементів: ґрунтові овочі – Cu (2 ГДК) та Cr (1,1 ГДК); надґрунтові овочі – Cu (3 ГДК), Pb (6,5 ГДК) та Cr (2,5 ГДК); фрукти – Cd (2,4 ГДК). Для тропічного поясу відмічено перевищення за Cr та Cd у ґрунтових овочах (1,1 ГДК та 17,6 ГДК відповідно), а також за Cd у фруктах (4,5 ГДК). Для рослинної продукції субекваторіального поясу встановлено перевищення ГДК за Ni (у 1,4 разів) та Cd (у 17,6 разів) у ґрунтових овочах.

В той же, час для кожного географічного поясу простежується своя «металоакумулятивна специфічність». Ґрунтові овочі субекваторіального поясу володіють тенденцією до акумуляції високих концентрацій Cu, а ґрунтові овочі тропічного та субекваторіального поясів – Cd, а надґрунтові овочі субтропічного поясу – Cr. Варіація за поелементними показниками концентрацій металів залежно від географічного поясу може складати від 10 до 80 %. Загалом рослинна продукція, вирощена в межах помірного поясу, характеризується здатністю до накопичення найвищих середніх концентрацій важких металів, а рослинна продукція субекваторіального поясу – найнижчих. Таким чином, простежується тенденція до поступового зниження вмісту важких металів у рослинній продукції у напрямку від помірного поясу на південь до субекваторіального. Так, наприклад, у ґрунтових овочах помірного поясу показники середніх концентрацій важких металів становлять 3,8 мг/кг, субтропічного – 3,6 мг/кг, тропічного – 0,7 мг/кг, субекваторіального – 0,62 мг/кг.

## 5.2 Дисперсійний аналіз у дослідженнях впливу факторів довкілля на формування якості рослинної продукції

Існує ціла низка статистичних методів, які дозволяють визначити силу, напрямок і закономірності впливу факторів на результат в генеральній або вибірковій сукупності. Для визначення закономірностей накопичення 9 важких металів (Fe, Zn, Mn, Ni, Pb, Cu, Co, Cd) та Al в рослинних продуктах харчування були використані статистичні методи, які дають можливість визначити вплив природних і соціально-економічних (антропогенних) факторів на показники концентрацій мікроелементів у рослинній продукції [144, 145, 327, 435].

Для виявлення впливу одного чи декількох факторів на результативну ознаку (в даному випадку – концентрації важких металів у рослинній продукції) у ході трофогеографічних досліджень було використано дисперсійний аналіз, який базується на принципі відображення різноманітності значень результативної ознаки та встановлює силу впливу фактора у вибіркових сукупностях. Матеріалами для статистичної обробки слугували результати атомно-абсорбційного аналізу вмісту Fe, Zn, Mn, Ni, Pb, Cu, Co, Cd та Al у 196 зразках ґрунтових овочів, 126 зразках надґрунтових овочів, 107 зразках фруктів та 68 зразках ягід, вирощених на території модельного Харківського регіону.

У ході дисперсійного аналізу для описання множини  $\Omega$  – концентрації важких металів та Al в рослинних продуктах харчування, яка складалась із  $n_k$  об'єктів  $\{x_1, x_2, \dots, x_{ik}\}$ , ( $i$  – елемент ( $i=1, \overline{n_k}$ )  $k$ -вибірки ( $k=1, \overline{l}$ ), використовувалась певна кількість  $m$  ознак, що характеризують варіацію фактора  $A$ :  $\{A_1, A_2, \dots, A_m\}$ . Кожному об'єкту  $x_{ik}$  ( $i=1, \overline{n_k}$ ) відповідає деяке значення цільової ознаки  $A_0$ . Ознаки  $A_j$  ( $j=1, \overline{m}$ ) виміряні у порядковій шкалі. Тоді для вирішення поставленої задачі множину об'єктів  $\Omega$  необхідно розбити на  $k_0$  підмножин  $\Omega_p$  ( $p=1, k_0$ ),  $\Omega_p \cap \Omega_q = 0$ ,  $\cup \Omega_p = \Omega$  [254, 327].

У даних дослідженнях всі значення були розділені на 10 груп ( $K_0=10$ ):  $\Omega_1$  – концентрація Fe,  $\Omega_2$  – концентрація Mn,  $\Omega_3$  – концентрація Zn,  $\Omega_4$  – концентрація Cu,  $\Omega_5$  – концентрація Ni,  $\Omega_6$  – концентрація Pb,  $\Omega_7$  – концентрація Al,  $\Omega_8$  – концентрація Co,  $\Omega_9$  – концентрація Cr,  $\Omega_{10}$  – концентрація Cd. Потім вивчався вплив кожного фактора  $A_j$ , який змінюється на  $j$  – кількості рівнів, на  $\Omega_p$  відзивів.

Однорідність дисперсії між вибірками являється основною передумовою для можливості проведення дисперсійного аналізу. Тому у ході трофогеографічних досліджень перевірка гіпотези щодо однорідності (гомогенності) дисперсій статистичної популяції проводилась за допомогою тесту Левіне за формулою (3.10). Якщо в результаті тесту Левіне рівень значимості складав  $p < 0,05$ , то отримана для вибірок різниця дисперсій малоімовірно є результатом випадковості процесу дослідження. Тому можна зробити висновок про те, що дисперсії статистичних популяцій є різними. Фрагменти отриманих в ході трофогеографічних досліджень результатів перевірки гомогенності дисперсій за допомогою тесту Левіне подані в додатку Д.

Далі дисперсійний аналіз проходив за традиційною схемою. Перевірка гіпотези щодо достовірності впливу фактора А на відзив з рівнем значимості  $p$  проводилась шляхом розрахунку F-критерія Фішера. Результати оцінки ефектів міжгрупових факторів (фрагмент) подані в додатку Д. Вплив певного фактора на акумуляцію хімічних елементів у рослинній продукції вважався значимим при  $p < 0,05$ . За результатами дисперсійного аналізу була побудована серія графіків залежності середнього гармонійного значення концентрацій важких металів у рослинній продукції від впливу кожного досліджуваного природного та соціально-економічного фактора для кожного типу рослинної продукції.

**5.2.1 Вплив природних факторів на формування якості рослинної продукції.** Серед природних чинників аналізувались такі фактори, як тип ґрунту, тип ландшафту та природна зона із притаманним їй набором природних умов вирощування рослинної продукції.

При дослідженні впливу фактора  $A_j^1$  – «Тип ґрунту» на  $\Omega_p$  відгуків, тобто на вміст мікроелементів у рослинній продукції, враховувались  $j = 6$  рівнів його варіації:  $A_1^1$  – дерново-піщані;  $A_2^1$  – дерново-підзолисті;  $A_3^1$  – сірі-лісові;  $A_4^1$  – чорноземи опідзолені та типові (лісостепові);  $A_5^1$  – чорноземи звичайні (північностепові);  $A_6^1$  – лучно-чорноземні.

Фактор  $A_j^2$  – «Тип ландшафту» варіювався на  $j = 9$  рівнях:  $A_1^2$  – міжрічкові: рівнинні лесові, піднесені та відносно вирівняні;  $A_2^2$  – міжрічкові: рівнинні лесові та відносно вирівняні, розчленовані ярами й балками;  $A_3^2$  – міжрічкові: рівнинні лесові розчленовані ярами й балками;  $A_4^2$  – долинні: рівнинні лесові, сильно розчленовані ярами й

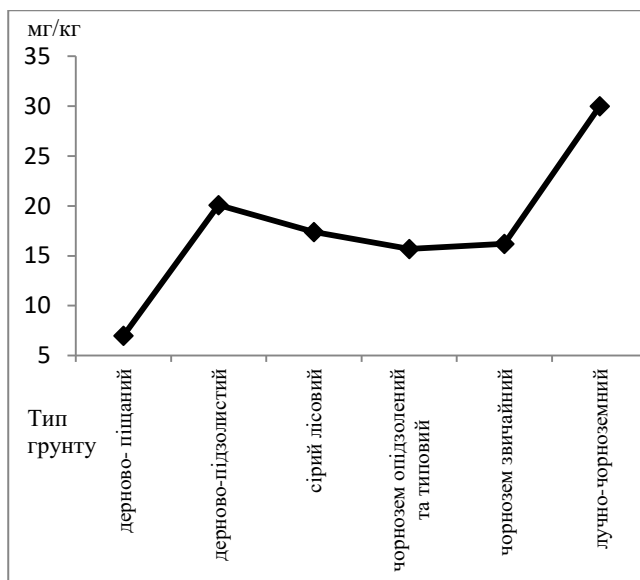
балками;  $A_5^2$  – долинні: рівнинні лесові, розчленовані ярами й балками;  $A_6^2$  – долинні: рівнинні лесові плоскі;  $A_7^2$  – долинні: рівнини дрібногорбисті;  $A_8^2$  – долинні: рівнини плоскі й слабкохвилясті;  $A_9^2$  – балково-долинні. Фактор  $A_j^3$  – «Природна зона» змінювався на  $j = 2$  рівнях:  $A_1^3$  – лісостепова природна зона та  $A_2^3$  – степова природна зона.

В якості прикладу більш детально зупинимось на результатах дисперсійного аналізу впливу фактора «Тип ґрунту» на накопичення мікроелементів у рослинній продукції на прикладі модельного Харківського регіону. За результатами перевірки гіпотези щодо гомогенності дисперсій статистичної популяції за допомогою критерію Левіне було встановлено, що вибірккові дисперсії в групах для всіх досліджуваних типів продуктів харчування рослинного походження відрізняються незначимо ( $p > 0,05$ ). Виключення становить вміст Cu у рослинній продукції лісостепу ( $p < 0,05$ ) та Fe і Mn – у ґрунтових овочах та Fe – у фруктах степу ( $p < 0,05$ ) (див. додаток Д).

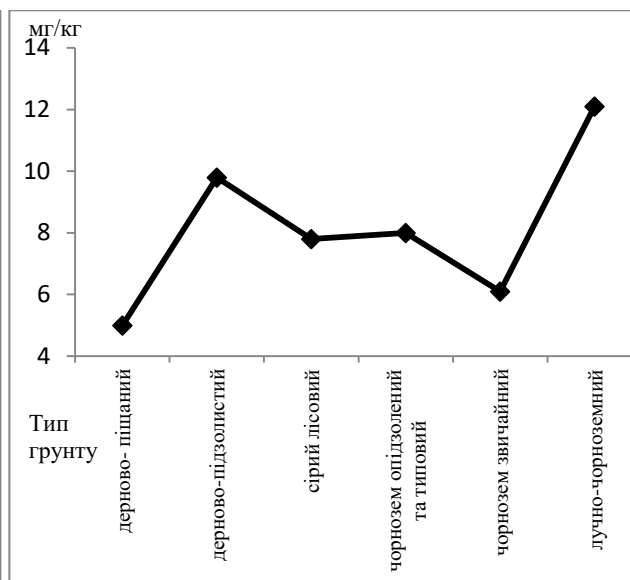
Далі дисперсійний аналіз проходив за традиційною схемою. Для рослинної продукції, вирощеної в межах лісостепової зони, результати дисперсійного аналізу показали значимий вплив фактора «Тип ґрунту» на акумуляцію Fe, Zn, Al та Cd у ґрунтових овочах (табл. Д.2) (див. додаток Д), Fe, Mn, Zn та Pb – у надґрунтових овочах, Cr – у фруктах. Вплив даного фактора на вміст важких металів та Al у ягідній продукції виявився незначимим ( $p > 0,05$ ).

За результатами дисперсійного аналізу були побудовані графіки залежності середнього гармонійного значення концентрації важких металів у рослинній продукції від типу ґрунту, на якому вона була вирощена. В якості прикладу в роботі проілюстрована залежність концентрацій важких металів у ґрунтових овочах від ґрунтових умов їх вирощування (рис. 5.5), де на осі абсцис позначена категоріальна змінна, що відповідає рівням варіації фактора «Тип ґрунту», а на осі ординат – середнє гармонійне значення концентрації металу (мг/кг). Кожній точці на графіку відповідає деякий показник середнього гармонійного значення концентрації мікроелементів у ґрунтових овочах, вирощених в умовах лісостепової та степової природних зон у межах Харківського регіону.

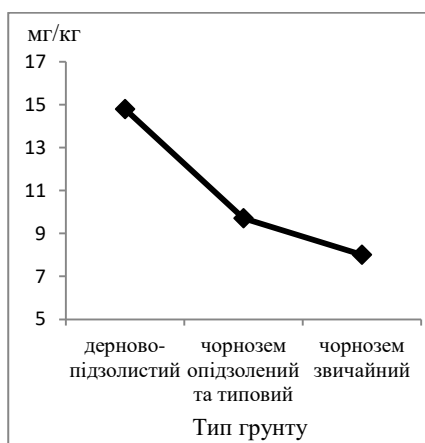
Як видно з рис. 5.5, результати дисперсійного аналізу для ґрунтових овочів, вирощених у лісостеповій зоні в межах Харківського регіону, засвідчили тенденцію до накопичення найвищих концентрацій Fe (30,0 мг/кг), Zn (12,1 мг/кг) і Cd (1,2 мг/кг) у ґрунтових овочах, вирощених на лучно-чорноземних ґрунтах. Підкреслимо, що для



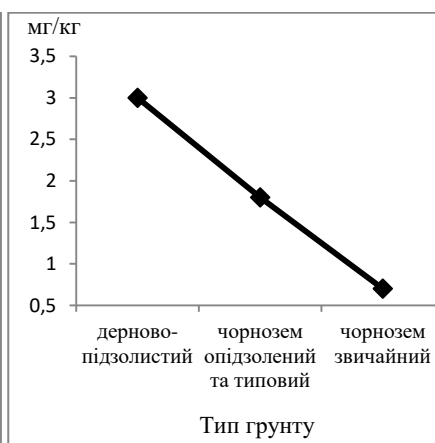
а) Fe



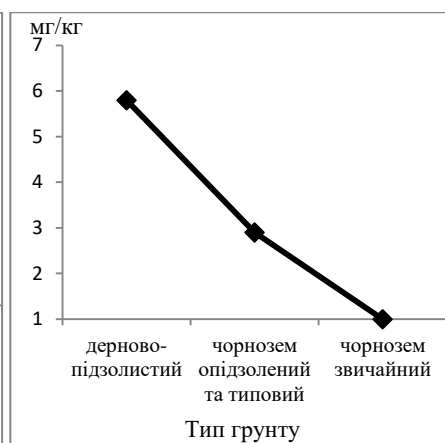
б) Zn



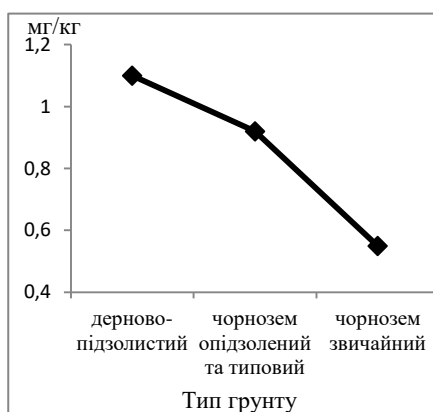
в) Zn



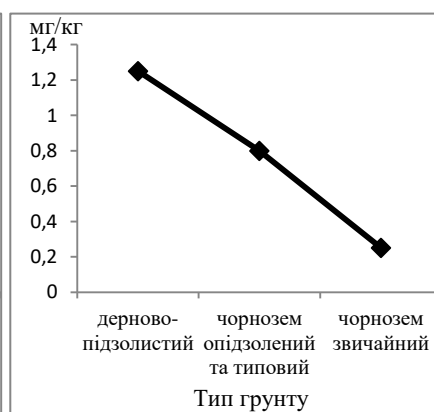
г) Ni



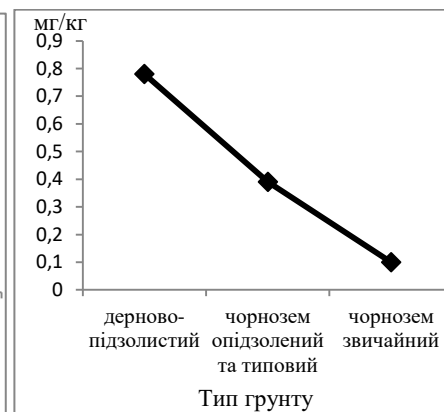
д) Pb



е) Co



є) Cr



ж) Cd

**Рис. 5.5. Залежність середнього гармонійного значення концентрацій Fe (а) та Zn (б) у ґрунтових овочах лісостепу та концентрацій Zn (в), Ni (г), Pb (д), Co (е), Cr (є), Cd (ж) у ґрунтових овочах степу від фактора «Тип ґрунту»**

ґрунтових овочів, вирощених на дерново-підзолистих ґрунтах, також виявлена властивість до акумуляції відносно високих концентрацій металів (Fe – 20,0 мг/кг, Zn – 9,8 мг/кг, Al – 3,0 мг/кг).

Найменше Fe (7,0 мг/кг), Zn (5,0 мг/кг) і Al (1,0 мг/кг) накопичується у ґрунтових овочах, вирощених на дерново-піщаних ґрунтах лісостепової зони Харківського регіону. Слід відзначити, що ґрунтові овочі, вирощені на чорноземних ґрунтах (чорноземах опідзолених та типових і чорноземах звичайних), також характеризуються здатністю до накопичення низьких концентрацій важких металів (Fe – 15,1–15,4 мг/кг, Zn – 6,4–8,0 мг/кг, і Cd – 0,10 мг/кг). Однак, ґрунтові овочі, вирощені на чорноземах звичайних, інтенсивно накопичують у своєму складі Al (4,5 мг/кг).

Хімічний склад надґрунтових овочів, вирощених на дерново-підзолистих і лучно-чорноземних ґрунтах, відзначається вмістом найвищих концентрацій Fe (33,0–32,0 мг/кг), Mn (11,7–10,7 мг/кг) і Zn (15,0–13,0 мг/кг), в той час, як найвища акумуляція Pb (2,5 мг/кг) характерна для надґрунтових овочів, вирощених на чорноземах звичайних. Найнижчі ж показники концентрації Fe (10,0 мг/кг) і Mn (5,0 мг/кг) спостерігаються у надґрунтових овочах, вирощених на чорноземах звичайних, Zn (6,5 мг/кг) – у надґрунтових овочах чорноземів опідзолених, типових та чорноземів звичайних, а Pb (2,5 мг/кг) – у надґрунтових овочах, вирощених на сірих лісових ґрунтах лісостепової зони Харківського регіону. Фруктова продукція характеризується накопиченням найвищих концентрацій Cr (0,34 мг/кг) у фруктах, вирощених на чорноземах звичайних, а найнижчі концентрації Cr (0,016 мг/кг) характерні для фруктів, вирощених на сірих лісових ґрунтах.

Для степової зони Харківського регіону результати дисперсійного аналізу показали значимий вплив фактора «Тип ґрунту» на накопичення Zn, Ni, Pb, Al, Co, Cr, та Cd у ґрунтових овочах (табл. Д.4) (див. додаток Д), Al – у надґрунтових овочах, Pb – у фруктах ( $p < 0,05$ ). Вплив типу ґрунту на накопичення важких металів та Al у ягідній продукції виявився незначимим ( $p > 0,05$ ). Таким чином, можна зробити висновок, що фактор «Тип ґрунту» не впливає на характер накопичення важких металів та Al у ягідній продукції незалежно від природної зони вирощування.

У ході досліджень було встановлено, що ґрунтові овочі степу, вирощені на дерново-підзолистих ґрунтах (рис. 5.5), здатні накопичувати найвищі концентрації Zn (14,8 мг/кг), Ni (3,0 мг/кг), Pb (5,8 мг/кг), Al (5,0 мг/кг), Co (1,1 мг/кг), Cr (1,25 мг/кг) і



Cd (0,78 мг/кг). В той час, як ґрунтові овочі, вирощені на чорноземах звичайних, накопичують у 2–8 разів нижчі концентрації даних важких металів – Zn (8,0 мг/кг), Ni (0,7 мг/кг), Pb (1,0 мг/кг), Al (3,45 мг/кг), Co (0,55 мг/кг), Cr (0,25 мг/кг) і Cd (0,1 мг/кг).

Надґрунтові овочі, вирощені на чорноземах звичайних в межах степової зони Харківського регіону, також володіють тенденцією до накопичення найнижчих концентрацій важких металів. Так, надґрунтові овочі, вирощені на чорноземах звичайних, накопичують у 1,5 разів нижчі концентрації Al порівняно з надґрунтовими овочами, вирощеними на чорноземах опідзолених (3,3 мг/кг та 5,0 мг/кг відповідно). У фруктовій продукції найбільш інтенсивне накопичення Pb (0,44 мг/кг) спостерігається для фруктів, вирощених на дерново-підзолистих ґрунтах, що в 2,5 разів менше, ніж у фруктах, вирощених на чорноземах опідзолених, типових і чорноземах звичайних.

Узагальнюючи вище описані результати дисперсійного аналізу, слід виділити досить цікаву особливість накопичення важких металів у різних типах рослинної продукції залежно від спряженого з нею типу ґрунту. Овочева продукція, вирощена на дерново-підзолистих і лучно-чорноземних ґрунтах, характеризується найбільш інтенсивною акумуляцією досліджуваних важких металів (Zn, Pb, Cd та ін.), які, згідно з даними статистичного аналізу, відгукнулись на вплив фактора «Тип ґрунту». Дана тенденція підтверджується накопиченням найвищих концентрацій важких металів у ґрунтових і надґрунтових овочах як лісостепової, так і степової природних зон. Таким чином, можна припустити, що дерново-підзолистий і лучно-чорноземний типи ґрунту сприяють інтенсивному надходженню металів до овочевих культур, тому овочева продукція, вирощена на даних типах ґрунтів, потенційно здатна акумулювати підвищені концентрації мікроелементів. В той час, як овочева продукція, вирощена на чорноземних ґрунтах (чорноземах звичайних і частково чорноземах типових), є відносно екологічно безпечною.

Особливості накопичення важких металів та Al у фруктах під впливом фактора «Тип ґрунту» носять різний характер залежно від природної зони їх вирощування, тому у ході дослідження не вдалось виділити єдині тенденції щодо формування рівня забруднення у фруктовій продукції залежно від спряженого з нею типу ґрунту.

За аналогічною схемою було проведено детальний аналіз особливостей накопичення важких металів у ґрунтових і надґрунтових овочах, фруктах та ягодах залежно від варіації інтенсивності впливу факторів «Тип ландшафту» та «Природна зона».

Отже, за допомогою дисперсійного аналізу впливу природних факторів на процеси накопичення мікроелементів у рослинній продукції встановлено:

- значимий вплив фактора «Тип ґрунту» ( $p < 0,05$ ) в умовах лісостепової зони на вміст Fe, Zn, Al та Cd у ґрунтових овочах; Fe, Mn, Zn та Pb – надґрунтових овочах; Cr – фруктах; в умовах степової зони – на вміст Zn, Ni, Pb, Al, Co, Cr та Cd у ґрунтових овочах; Al – у надґрунтових овочах; Pb – у фруктах;

- значимий вплив фактора «Тип ландшафту» ( $p < 0,05$ ) в умовах лісостепової зони на вміст Fe, Al і Co у ґрунтових овочах; Fe, Ni, Pb, Al, Cd – у фруктах; Fe, Zn, Ni, Al – в ягодах; в умовах степової зони – на вміст Fe, Zn, Ni, Pb, Co, Cr і Cd у ґрунтових овочах; Zn, Pb, Al і Cd – у надґрунтових овочах;

- значимий вплив фактора «Природна зона» ( $p < 0,05$ ) на вміст Cu, Ni, Pb у ґрунтових овочах; Ni – у надґрунтових овочах; Fe, Mn, Pb, Cr – у фруктах; Fe, Mn, Cu, Pb, Al і Cr – в ягодах.

Отримані у ході трофогеографічних досліджень результати дисперсійного аналізу впливу природних факторів (ґрунтові та ландшафтні умови вирощування, тип природної зони) на процеси акумуляції важких металів та Al у рослинній продукції були узагальнені та систематизовані у вигляді таблиці (табл. 5.2).

Таблиця 5.2

**Залежність накопичення хімічних елементів у різних типах рослинної продукції від значимості впливу природних факторів**

Фактор	Природна зона	Рослинна продукція			
		ґрунтові овочі	надґрунтові овочі	фрукти	ягоди
«Тип ґрунту»	лісостеп	Fe, Zn, Al, Cd	Fe, Mn, Zn, Pb	Cr	—
	степ	Zn, Ni, Pb, Al, Co, Cr, Cd	Al	Pb	—
«Тип ландшафту»	лісостеп	Fe, Al, Co	—	Fe, Ni, Pb, Al, Cd	Fe, Zn, Ni, Al
	степ	Fe, Zn, Ni, Pb, Co, Cr, Cd	Zn, Pb, Al, Cd	—	—
«Природна зона»		Cu, Ni, Pb	Ni	Fe, Mn, Pb, Cr	Fe, Mn, Cu, Pb, Al, Cr

Як можна побачити з табл. 5.2, характер впливу певного природного фактора на накопичення конкретного хімічного елемента у продуктах харчування рослинного походження змінюється, перш за все, залежно від диференціації металоакумулятивних властивостей рослинної продукції різних типів. Тобто, один і той же фактор значимо

впливає на накопичення різних хімічних елементів у різних типах рослинних продуктів харчування. Так, наприклад, в умовах лісостепової зони фактор «Тип ґрунту» значимо впливає на акумуляцію Fe, Zn, Al, Cd у ґрунтових овочах, в той час, як для фруктів – на накопичення Cr. Крім того, роль ґрунтових і ландшафтних умов у формуванні хімічного складу рослинної продукції певною мірою корегується комплексними природними умовами вирощування культурних рослин – природними зонами. Це підкреслює високу складність і взаємопов'язаність процесів біогеохімічної міграції мікроелементів, що аргументує доцільність застосування методів математичної статистики при описанні процесів формування рівня забруднення рослинної харчової продукції.

**5.2.2 Вплив соціально-економічних факторів на формування якості рослинної продукції.** Серед соціально-економічних факторів у ході досліджень враховувався рівень забруднення поверхневих вод, атмосферного повітря, ерозійної небезпеки та загальна екологічна ситуація території, які, хоча за своєю суттю і не є соціально-економічними факторами як такими, проте являються відображенням ступеня антропогенного перетворення природних компонентів під впливом господарської діяльності.

Варіація перелічених вище факторів в межах Харківського регіону проводилась на основі картографічних творів [120, 275] (див. додаток Е і додаток Ж). Згідно з оцінкою території Харківської області на основі даних інформаційних джерел була проведена варіація кожного фактора на наступні 4 рівні:

- фактор  $A_j^1$  – «Рівень забруднення поверхневих вод»:  $A_1^1$  – незначне забруднення,  $A_2^1$  – відносно незначне забруднення,  $A_3^1$  – відносно значне забруднення,  $A_4^1$  – значне забруднення [275];

- фактор  $A_j^2$  «Рівень забруднення атмосферного повітря»:  $A_1^2$  – незначне забруднення;  $A_2^2$  – відносно незначне забруднення;  $A_3^2$  – відносно значне забруднення;  $A_4^2$  – значне забруднення [275];

- фактор  $A_j^3$  «Рівень ерозійної небезпеки»:  $A_1^3$  – незначний;  $A_2^3$  – відносно незначний;  $A_3^3$  – відносно значний;  $A_4^3$  – значний [275];

- фактор  $A_j^4$  «Загальна екологічна ситуація в Харківській області»:  $A_1^4$  – відносно хороша;  $A_2^4$  – задовільна;  $A_3^4$  – незадовільна;  $A_4^4$  – напружена [120].

Крім того, для простеження впливу викидів автотранспорту на формування забруднення рослинної продукції було простежено вплив віддаленості присадибної ділянки від автомагістралі на характер акумуляції поллютантів у рослинах. З цією метою до дисперсійного аналізу був включений 5 соціально-економічний фактор –  $A_j^5$  «Відстань до автомагістралі», який варіювався на 5-ти рівнях:  $A_1^5$  – 0–50 м;  $A_2^5$  – 51–100 м;  $A_3^5$  – 101–250 м;  $A_4^5$  – 251–500 м;  $A_5^5$  – понад 500 м.

Виконаний дисперсійний аналіз впливу соціально-економічних факторів на характер формування мікроелементного складу рослинної продукції дозволив виявити наступні закономірності:

- фактор «Рівень забруднення поверхневих вод» має значимий ( $p < 0,05$ ) вплив на вміст Cu, Al, Co та Cr у ґрунтових овочах; Fe, Cu, Ni, Pb, Al та Cr – у надґрунтових овочах; Fe, Mn, Pb, Al та Cr – у фруктах; Mn, Zn, Pb, Al, Co, Cd – в ягодах;

- фактор «Рівень забруднення атмосферного повітря» має значимий ( $p < 0,05$ ) вплив на вміст Pb, Cr, Fe, Zn, Co і Cd у ґрунтових овочах; Cr – у надґрунтових овочах; Fe, Mn та Al – у фруктах; Fe, Zn, Ni та Al – в ягодах;

- фактор «Рівень ерозійної небезпеки» має значимий ( $p < 0,05$ ) вплив на акумуляцію Pb, Cd та Cr у ґрунтових овочах; Zn та Co – у надґрунтових овочах; Mn, Ni та Al – у фруктах; Fe, Cu та Cr – в ягодах;

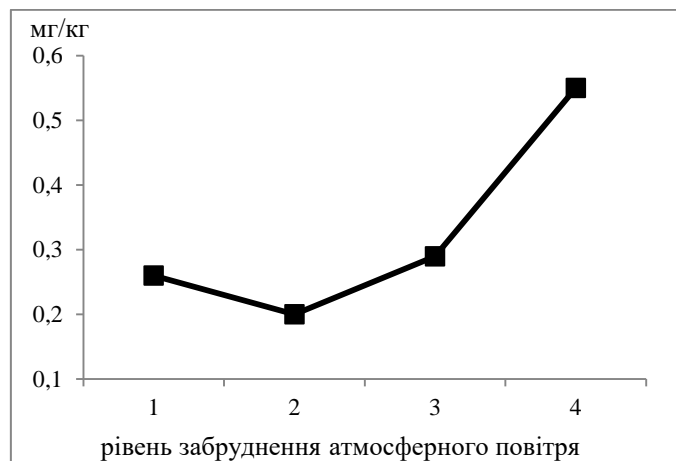
- фактор «Загальна екологічна ситуація» має значимий ( $p < 0,05$ ) вплив на концентрації Fe, Pb та Al у ґрунтових овочах; Cd – у надґрунтових овочах; Fe – у фруктах; Cd – в ягодах;

- фактор «Відстань від автомагістралі» має значимий ( $p < 0,05$ ) вплив на вміст Cu, Ni і Pb у ґрунтових овочах; Cu, Ni, Cd, Mn, Zn, Pb, Co та Cr – у надґрунтових овочах; Fe, Zn, Cu та Ni – у фруктах; Ni – в ягодах.

В якості прикладу більш детально зупинимось на результатах дисперсійного аналізу впливу фактора «Рівень забруднення атмосферного повітря» на формування мікроелементного складу рослинної продукції. Схема проведення досліджень та аналізу отриманих результатів була аналогічною до попередніх етапів. Отримані значення критерію Левіне свідчать, що вибіркові дисперсії в групах відрізняються значимо. Виняток складають показники відхилень за Fe, Zn, Pb, Cr, Co і Cd для ґрунтових овочів; Cr – для надґрунтових овочів (табл. Д.5) (див. додаток Д); Fe, Mn, Al – для фруктів; Fe, Zn, Ni, Al – для ягід ( $p > 0,05$ ).

Результати дисперсійного аналізу підтверджують значимий вплив рівня забруднення атмосферного повітря на вміст Fe, Zn, Pb,

Cr, Co і Cd у ґрунтових овочах; Cr – у надґрунтових овочах (табл. Д.6) (див. додаток Д); Fe, Mn, Al, – у фруктах; Fe, Zn, Ni та Al – у ягодах. В якості прикладу на рис. 5.6 подані графіки залежності середнього гармонійного значення концентрацій Cr у надґрунтових овочах від рівня забруднення атмосферного повітря, де на осі абсцис подана категоріальна змінна «Рівень забруднення атмосферного повітря», а по осі ординат – середнє гармонійне значення концентрацій Cr у надґрунтових овочах.



Рівень забруднення атмосферного повітря:  
 1 – незначне      2 – відносно незначне;      3 – відносно значне;      4 – значне

**Рис. 5.6. Залежність середнього гармонійного значення концентрацій Cr у надґрунтових овочах від рівня забруднення атмосферного повітря**

Як видно з рис. 5.6, найнижчі концентрації Cr (0,20 мг/кг) характерні для надґрунтових овочів, вирощених в умовах відносно незначного забруднення поверхневих вод, а найвищі – в умовах значного забруднення вод (0,55 мг/кг). У ґрунтових овочах акумуляція Fe, Zn, Pb, Cr, Co та Cd залежно від рівня забруднення атмосферного повітря носить схожий характер. Так, в умовах відносно значного забруднення атмосферного повітря у ґрунтових овочах найбільш інтенсивно накопичуються Fe (18,4 мг/кг), Zn (8,7 мг/кг), Pb (1,6 мг/кг), Co (0,86 мг/кг), Cr (0,58 мг/кг) і Cd (0,21 мг/кг). У фруктах, вирощених в умовах відносно значного забруднення атмосферного повітря, відзначаються найвищі концентрації Fe (11,0 мг/кг) та Mn (5,0 мг/кг). За умови значного забруднення атмосферного повітря також найбільш активно відбувається акумуляція Fe (10,5 мг/кг) та Zn (3,25–3,27 мг/кг) у ягодах. При цьому слід зазначити, що інтенсивність накопичення Al у

всіх типах рослинної продукції поступово зростає з підвищенням рівня забруднення атмосферного повітря і досягає найвищих концентрацій саме в умовах значного забруднення атмосферного повітря.

За аналогічною схемою було проведено детальний аналіз особливостей накопичення важких металів у ґрунтових і надґрунтових овочах, фруктах та ягодах залежно від варіації інтенсивності впливу кожного соціально-економічного фактора. З метою систематизації та узагальнення результатів дисперсійного аналізу було побудовано таблицю залежності накопичення хімічних елементів у різних типах рослинної продукції від впливу конкретного соціально-економічного (антропогенного) фактора (табл. 5.3).

Таблиця 5.3

**Залежність накопичення хімічних елементів у різних типах рослинної продукції від значимості впливу соціально-економічних факторів**

Фактор	Рослинна продукція			
	ґрунтові овочі	надґрунтові овочі	фрукти	ягоди
«Забруднення поверхневих вод»	Cu, Al, Co, Cr	Fe, Cu, Ni, Pb, Al, Cr	Fe, Mn, Pb, Al, Cr	Mn, Zn, Pb, Al, Co, Cd
«Рівень забруднення атмосферного повітря»	Pb, Cr, Fe, Zn, Co, Cd	Cr	Fe, Mn, Al	Fe, Zn, Ni, Al
«Рівень ерозійної небезпеки»	Pb, Cd, Cr	Zn, Co	Mn, Ni, Al	Fe, Cu, Cr
«Загальна екологічна ситуація»	Fe, Pb, Al	Cd	Fe	Cd
«Відстань від автомагістралі»	Cu, Ni, Pb	Cu, Ni, Cd, Mn, Zn, Pb, Co, Cr	Fe, Zn, Cu, Ni	Ni

Як видно з табл. 5.3, характер впливу конкретного соціально-економічного (антропогенного) фактора, аналогічно природним, диференціюється залежно від видової специфіки рослинного організму. Таким чином, при дослідженні особливостей формування рівня забруднення рослинної продукції необхідно враховувати повний комплекс природних і соціально-економічних факторів, зосереджених в межах конкретних локальних територій вирощування рослинної продукції, а також видові металоакумулятивні властивості культурних рослин і хімічні властивості конкретного мікроелемента.

Встановлені у ході досліджень особливості впливу природних і соціально-економічних факторів на процеси формування хімічного складу рослин створили основу для проведення моделювання процесів накопичення хімічних елементів у рослинній продукції з урахуванням комплексного впливу факторів довкілля.

### **5.3 Моделювання і прогнозування характеру накопичення підвищених концентрацій важких металів у рослинній харчовій продукції**

На основі результатів статичного аналізу у ході трофогеографічних досліджень були виявлені особливості накопичення важких металів та Al у рослинній продукції під впливом конкретного природного та соціально-економічного фактора, які дали змогу за допомогою методу дискримінантних функцій побудувати 7 математичних моделей акумуляції певного хімічного елемента (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb та Co) під комплексним впливом факторів навколишнього середовища. Створені моделі дозволяють визначити сумарне забруднення рослинної продукції важкими металами, якщо будуть визначені показники концентрації кожного хімічного елемента. На основі створених математичних моделей було розроблено «Спосіб прогнозування підвищених концентрацій важких металів у рослинних продуктах харчування» (патент на корисну модель №76203 від 25.12.2012) [268], який може бути застосований у прикладних геоecологічних дослідженнях.

За допомогою запропонованого способу досліджується вміст у рослинній продукції Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb та Co. Задачею способу є розширення функціональних можливостей визначення підвищених концентрацій важких металів за рахунок використання комплексу природних і соціально-економічних (антропогенних) факторів, що досягається отриманням найбільш інформативних, прогностично значущих показників за допомогою дискримінантного аналізу.

До числа природних факторів, які враховуються у запропонованому способі, входять: рН ґрунту, тип ландшафту, середня температура та середня кількість опадів за вегетаційний період. Серед соціально-економічних факторів враховуються: тип природно-антропогенних комплексів (промислові, селитебні, дорожні, сільськогосподарські), тип природно-антропогенних геосистем (урбосистеми: малі міста, агломерації, села), рівень ерозійної небезпеки, відстань від автомобільної дороги до ділянки, на якій вирощувалася рослинна продукція.

Крім того, враховувався характер взаємодії хімічних елементів у середовищі, що оточує корені рослин (антагонізм, синергізм), який проявляється у властивості одного елемента пригнічувати або стимулювати поглинання інших елементів рослинами. Наприклад, у запропонованій моделі при визначенні підвищених концентрацій Fe у

рослинній продукції враховується концентрація Mn, Cu та Co у ґрунті, причому Mn та Cu у даному випадку будуть для Fe антагоністами.

Для побудови математичних моделей була досліджена певна сукупність об'єктів, яка представляла собою значення концентрацій важких металів у 131 зразку рослинної продукції. За кожним хімічним елементом дана сукупність об'єктів була поділена на дві групи: 1 група – зразки рослинної продукції з допустимою концентрацією певного важкого металу, та 2 група – зразки рослинної продукції, в яких концентрація певного важкого металу перевищує допустиме значення. Для Fe 1 група складала 94 значення, а 2 група – 37 значень; для Mn – 94 значення та 37 значень; для Zn – 118 значень та 13 значень; для Cu – 127 значень та 4 значення; для Ni – 47 значень та 84 значення; для Pb – 68 значення та 63 значень; для Co – 86 значень та 45 значень відповідно.

Всі проби відбиралися із врахуванням природних і соціально-економічних (антропогенних) показників, на підставі яких необхідно визначити найбільш значущі для виявлення приналежності об'єктів (концентрації) до однієї з передбачуваних груп. Усі фактичні дані, структуровані у відповідях стандартизованих карт, були внесені в електронну базу даних. З математичної точки зору всі проби розглядалися як сукупність об'єктів зі змінними кількісними та якісними показниками.

Для вибору значущої підмножини ознак для визначення концентрації важкого металу в продукті використовували метод дискримінантних функцій. Для цього було проведено розрахунок класифікаційних дискримінантних функцій  $F^M_1$  і  $F^M_2$ , що характеризують допустиме або недопустиме значення концентрації важкого металу в продукті харчування. Дані дискримінантні функції мають наступний вигляд:

$$F^M_1 = a_1X_1 + a_2X_2 + \dots + a_iX_i + C, \quad (5.1)$$

$$F^M_2 = b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_iX_i + C, \quad (5.2)$$

де M – метал;

$a_1, a_2 \dots a_i, b_1, b_2 \dots b_i$  – нестандартизовані коефіцієнти дискримінантних функцій, що обчислюються для кожного металу;

C – константа дискримінантної функції, що розрахована;

$X_1, X_2, \dots, X_i$  – фактори, що впливають на вміст важких металів у рослинних продуктах харчування:

$X_1$  – середня температура за вегетаційний період,



- X2 – середня кількість опадів за вегетаційний період,
- X3 – концентрація Mn у ґрунті,
- X4 – концентрація Ni у ґрунті,
- X5 – концентрація Co у ґрунті,
- X6 – тип ландшафту,
- X7 – природно-антропогенні комплекси,
- X8 – pH ґрунту,
- X9 – концентрація Pb у ґрунті,
- X10 – концентрація Cr у ґрунті,
- X11 – рівень ерозійної небезпеки,
- X12 – концентрація Cd у ґрунті,
- X13 – відстань до автомобільної дороги,
- X14 – природно-антропогенні геосистеми,
- X15 – концентрація Cu у ґрунті.

Значення класифікаційних дискримінантних функцій  $F^{M1}$  та  $F^{M2}$  порівнюють між собою: при  $F^{M1} > F^{M2}$  – концентрація є допустимою, а при  $F^{M2} > F^{M1}$  – вища за допустиму.

Далі було вироблено вирішальні правила визначення підвищеної концентрації важкого металу у рослинних продуктах харчування з обліком та участю всіх відібраних інформативних ознак. За допомогою процедури покрокового відбору змінних вдалося знизити розмірність вирішального правила при збереженні максимальної правильності розпізнавання образів. У результаті дискримінантного аналізу виявлено статистично достовірні ознаки, що не корелюють між собою. Дані ознаки були використані як основні при побудові «вирішального правила» математичної моделі визначення концентрації.

Нестандартизовані класифікаційні коефіцієнти і константи дискримінантних рівнянь (див. додаток 3) відображають лінійну регресійну множину відповідних показників, що мають найбільший вплив на тип відгуку. Зазначенні рівняння дозволяють за відомими значеннями предикторів (відстань до автомобільної дороги, тип ландшафту, рівень ерозійної небезпеки, рівень забруднення атмосферного повітря тощо) визначити невідомий заздалегідь відгук (підвищення концентрації металу).

Для кожного випадку дискримінантних рівнянь була приведена точність визначення (див. додаток 3), де в колонці «Усього» наведена загальна кількість випадків, що фактично відносяться до відповідної групи. У колонці «Прогнозована приналежність» вказана фактична кількість випадків, що відносяться до кожної групи. Для перевірки значимості відмінностей між середніми значеннями функцій

дискримінантів у всіх групах, було проведено тест « $\lambda$ -Уїлкса», причому чим ближче значення  $\lambda$  до 0, тим вища відмінність класів, а чим ближче до 1, тим відмінність менша (класи співпадають).

Перевірка значущості отриманих результатів була проведена за критерієм  $\chi^2$ . Для цього розраховується критерійне значення  $\chi^2$ , яке порівнювалося з критичним із заданим числом ступенів вільності. Число ступенів вільності  $k$ -ї дискримінантної функції залежить від кількості дискримінантних змінних  $p$  і кількості класів  $g$ , як це видно з формули:

$$DF_k = (p-(k-1))*(g-(k-1)-1) \quad (5.3)$$


Якщо значення  $\chi^2$  більше критичного, то значущість підтверджується. Таким чином, у результаті було побудовано 7 математичних моделей акумуляції Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb та Co у рослинній продукції (табл. 5.4), які лягли в основу способу прогнозування підвищених концентрацій важких металів у рослинних продуктах харчування.

Класифікаційні коефіцієнти функції приналежності (за Фішером), результати класифікації та результати тесту  $\lambda$ -Уїлкса для досліджуваних важких металів подані у табл. 3.1 – 3.21 (див. додаток 3). У ході проведення статистичного аналізу у всіх досліджуваних випадках тест « $\lambda$ -Уїлкса» показав дуже значимий результат –  $p < 0,0001$ . Це підтверджує, що середні значення функцій дискримінантів у всіх групах вагомо відрізняються між собою, тобто відмінність між групами статистично значима. Аналіз результатів класифікації показав, що прогноз для усіх груп проб по кожному досліджуваному металу зроблений вірно та коректно класифіковано: для Fe – 91,6 % всіх проб; для Mn – 93,1 %; для Zn – 97,7 %; для Cu – 99,1 %; для Ni – 90,8 %; для Pb – 96,9 %; для Co – 90,1 %. Таким чином, отримані функції дискримінантів дозволяють провести коректну верифікацію між допустимою та підвищеною концентраціями важких металів за визначеними інформативними ознаками, що підтверджується наступними прикладами.

Як приклад в роботі за допомогою запропонованого способу зроблено прогнозний розрахунок вмісту важких металів відносно гранично допустимих значень для картоплі (грунтовий овоч) та яблук (фрукт), вирощених на території м. Чугуїв.

Тестова присадибна ділянка, на якій була вирощена картопля, територіально розташована в межах урбогеосистеми малого міста

**Математичні моделі акумуляції важких металів у рослинній  
продукції**

<b>Мета л</b>	<b>Дискримінантні функції <math>F^{M1}</math> та <math>F^{M2}</math></b>
Fe	$F^{Fe1} = 133.830 * X1 - 8.827 * X2 + 0.674 * X3 - 3.543 * X4 + 13.095 * X5 -$ $- 1.129 * X6 + 4.718 * X7 + 206.901 * X8 - 1474.085$ $F^{Fe2} = 138.559 * X1 - 9.397 * X2 + 0.738 * X3 - 5.691 * X4 + 14.759 * X5 -$ $- 1.510 * X6 + 5.975 * X7 + 210.760 * X8 - 1549.056$
Mn	$F^{Mn1} = 147.358 * X1 - 9.942 * X2 + 0.570 * X3 - 11.506 * X4 - 2.843 * X6 +$ $+ 10.407 * X7 + 225.393 * X8 + 18.758 * X9 - 1612.632$ $F^{Mn2} = 153.050 * X1 - 10.577 * X2 + 0.628 * X3 - 13.818 * X4 - 3.357 * X6 +$ $+ 12.168 * X7 + 230.821 * X8 + 20.016 * X9 - 1710.234$
Zn	$F^{Zn1} = 106.265 * X1 - 5.361 * X2 + 15.273 * X5 + 0.633 * X6 - 3.292 * X7 +$ $+ 165.826 * X8 - 3.475 * X10 - 2.418 * X11 - 1214.569$ $F^{Zn2} = 102.217 * X1 - 5.092 * X2 + 13.345 * X5 + 1.297 * X6 - 2.115 * X7 +$ $+ 171.091 * X8 - 2.261 * X10 - 0.785 * X11 - 1206.658$
Cu	
Ni	$F^{Ni1} = 60.566 * X1 + 5.822 * X4 - 1.037 * X7 + 198.411 * X8 + 29.118 * X12 +$ $+ 0.005 * X13 - 3.425 * X14 - 1067.190$ $F^{Ni2} = 59.105 * X1 + 4.008 * X4 - 0.364 * X7 + 205.991 * X8 + 36.072 * X12 +$ $+ 0.001 * X13 - 2.293 * X14 - 1087.399$
Pb	$F^{Pb1} = 165.889 * X1 - 10.024 * X2 - 3.376 * X6 - 16.174 * X7 +$ $+ 146.365 * X8 - 7.869 * X11 + 0.074 * X13 + 3.479 * X15 - 1534.662$ $F^{Pb2} = 156.273 * X1 - 9.278 * X2 - 2.695 * X6 - 14.076 * X7 + 151.141 * X8 -$ $- 6.759 * X11 + 0.063 * X13 + 4.271 * X15 - 1449.686$
Co	$F^{Co1} = 115.008 * X1 - 6.741 * X2 + 0.508 * X3 + 4.574 * X4 + 0.134 * X6 +$ $+ 2.430 * X7 + 216.195 * X8 - 1398.611$

$F^{Co2} = 117.037 * X1 - 7.012 * X2 + 0.548 * X3 + 3.466 * X4 - 0.073 * X6 + 3.376 * X7 + 221.530 * X8 - 1451.330$
---

(м. Чугуїв). Відстань до автотраси становить 150 м, тип ландшафту – міжрічкові рівнини лесові, піднесені і відносно вирівняні, рівень ерозійної небезпеки – відносно незначний, природно-антропогенні геосистеми – малі міста, природно-антропогенні комплекси – сільськогосподарські, рН ґрунту – 6,4, середня температура за вегетаційний період – 15,87 °С, середня кількість опадів за вегетаційний період – 49,53 мм. Концентрація у ґрунті Mn становить 4,8 мг/кг, Ni – 0,4 мг/кг, Co – 2,4 мг/кг, Pb – 0,51 мг/кг, Cr – 0,22 мг/кг, Cu – 0,9 мг/кг.

У ході досліджень в межах даної тест-ділянки було здійснено пробовідбір зразків рослинної продукції (картоплі та яблук) згідно з ДСТУ ISO 874-2002 [338], проведено лабораторний аналіз на вміст важких металів методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії за допомогою спектрофотометра ААС–115 ПК та зроблено порівняння отриманих даних зі встановленими ГДК [182, 185, 290].

Згідно з результатами лабораторного аналізу визначено наступний вміст важких металів у картоплі: Fe – 18,4 мг/кг; Mn – 6,04 мг/кг; Zn – 9,27 мг/кг; Cu – 1,7 мг/кг; Ni – 0,5 мг/кг; Pb – 1,02 мг/кг (2 ГДК); Co – 3,48 мг/кг (3,5 ГДК). Таким чином, для картоплі було встановлено перевищення гранично допустимого вмісту Pb (у 2 рази) та Co (у 3,5 разів) згідно з [182, 185, 290].

Розраховавши дискримінантні функції  $F^{M1}$  та  $F^{M2}$  для кожного з важких металів, встановили, що концентрації Fe, Mn, Zn, Cu та Ni у картоплі не перевищують допустиму норму ( $F^{M1} > F^{M2}$ ). Проте, було розраховано перевищення допустимих концентрацій у картоплі за Pb ( $F^{Pb1} < F^{Pb2}$ ) та Co ( $F^{Co1} < F^{Co2}$ ).

Прогнозний розрахунок підвищеного вмісту важких металів у яблуках був проведений за аналогічним алгоритмом. Експериментальна садова ділянка, на якій були вирощені яблука, територіально розташована в межах урбогеосистеми малого міста (м. Чугуїв). Відстань до автотраси становить 250 м, тип ландшафту – міжрічкові рівнини лесові, піднесені і відносно вирівняні, рівень ерозійної небезпеки – відносно значний, природно-антропогенні геосистеми – малі міста, природно-антропогенні комплекси – сільськогосподарські, рН ґрунту – 6,4, середня температура за вегетаційний період – 15,87 °С, середня кількість опадів за вегетаційний період – 49,53 мм. Концентрація у ґрунті Mn становить 4,8 мг/кг, Ni – 0,4 мг/кг, Co – 2,4 мг/кг, Pb – 0,51 мг/кг, Cr – 0,22 мг/кг, Cu – 0,9 мг/кг.

За результатами лабораторного аналізу визначено наступний вміст важких металів у яблуках: Fe – 9,12 мг/кг; Mn – 2,1 мг/кг; Zn – 1,85 мг/кг; Cu – 1,1 мг/кг; Ni – 0,2 мг/кг; Pb – 0,26 мг/кг; Co – 0,33 мг/кг. При цьому концентрації всіх досліджуваних важких металів знаходяться в межах гранично допустимих значень згідно з [182, 185, 290]. Провівши розрахунок функцій  $F^{M1}$  та  $F^{M2}$  було встановлено, що концентрації в яблуках Fe ( $F^{Fe1} > F^{Fe2}$ ), Mn ( $F^{Mn1} > F^{Mn2}$ ), Zn ( $F^{Zn1} > F^{Zn2}$ ), Cu ( $F^{Cu1} > F^{Cu2}$ ), Ni ( $F^{Ni1} > F^{Ni2}$ ), Pb ( $F^{Pb1} > F^{Pb2}$ ), Co ( $F^{Co1} > F^{Co2}$ ) не перевищують допустиму норму.

Таким чином, за допомогою запропонованих 7 математичних моделей можливо спрогнозувати потенційну можливість вмісту підвищених концентрацій важких металів у рослинній продукції, вирощеної на конкретній території, в межах якої локалізований певний набір природних і соціально-економічних факторів. Для цього необхідно провести попередній аналіз ландшафтних карт різних регіонів, карт рН ґрунтів, карт ерозійних процесів, показників середніх температур і кількості опадів за вегетаційний період, а також встановити віддаленість від автомобільної дороги ділянки, на якій вирощується рослинна продукція, її приуроченість до певного типу природно-антропогенних геосистем і комплексів, а також визначити вміст певних важких металів у ґрунті, для яких характерний антагоністичний або синергетичний тип взаємодії. Запропонований спосіб прогнозування накопичення важких металів у рослинній продукції дозволяє спростити дослідження якості рослинної продукції і зменшити витрати на проведення пробовідбору і лабораторних хімічних аналізів продукції.

## ВИСНОВКИ

Концепція трофогеографічних досліджень полягає у залученні теоретичних і методологічних засад конструктивної географії до розробки науково обґрунтованих шляхів оптимізації стану здоров'я населення на основі забезпечення продовольчо-екологічної безпеки та мінімізації споживання неякісної рослинної харчової продукції, що містить токсичні концентрації хімічних речовин та їх сполук. Даний концептуальний підхід був реалізований шляхом моделювання процесів формування забруднення рослинної продукції під комплексним впливом природних і соціально-економічних факторів, прогнозування підвищеного вмісту концентрацій важких металів у рослинній харчовій продукції та організації оптимальних умов вирощування екологічно безпечних продуктів харчування рослинного походження.

Представлені у монографії теоретико-методологічні положення та практичні результати трофогеографічних досліджень дозволяють сформулювати висновки та пропозиції, що мають теоретичне та практичне значення:

1. Техногенне привнесення важких металів у довкілля призводить до того, що екологічні та територіальні чинники формування хімічного складу рослин набувають більшого значення, ніж генетичні особливості самого рослинного організму, а також істотно видозмінює суто природні закономірності розподілу хімічних елементів у довкіллі. Таким чином, рівень забруднення рослинної продукції є результатом не лише впливу природних умов території вирощування сільськогосподарських культур, але й комплексу соціально-економічних факторів, які відображають економічну спеціалізацію господарства регіону та ступінь антропогенного навантаження на довкілля. За цих обставин аналіз процесів формування якості рослинних продуктів харчування вимагає залучення теоретичних підходів і сучасних методів конструктивної географії.

2. Трофогеографія як новий науковий напрямок конструктивної географії покликана виявити особливості впливу природних і соціально-економічних факторів на якість продуктів харчування з метою мінімізації накопичення токсикантів у харчовій продукції.

3. Інтенсифікація техногенезу позначається на видозміні природного фону хімічних елементів (як у його «нівелюванні», так і підсиленні), що в свою чергу зумовлює необхідність використання при контролі екологічної безпеки рослинних продуктів харчування

показників географічного фону мікроелементів у рослинній продукції та ґрунтах; географічний фон враховує комплексний вплив природних і соціально-економічних факторів на процеси біогеохімічної міграції.

4. Зональні та регіональні особливості формування якості рослинної продукції проявляються у «металоспецифічності» кожного окремого регіону, яка обумовлена характерним для нього поєднанням і взаємодією природних і соціально-економічних факторів. Тому залежно від географічного положення, природних особливостей та економічної спеціалізації конкретного регіону кожний вид рослинної продукції характеризується регіонально-специфічними шляхами накопичення важких металів.

5. Оцінка рівня забруднення рослинної продукції за допомогою показників поліелементного забруднення ( $C_z$ ) та цинкового еквівалента ( $Zn_{екв}$ ) свідчить, що близько 95 % зразків продуктів харчування рослинного походження є екологічно небезпечними. В результаті ідентифікації рівня забруднення рослинної овочевої продукції з соціально-економічними та екологічними умовами території Харківського регіону, охарактеризованими за допомогою розрахунку індексу соціо-економіко-екологічного (СЕЕ) розвитку території, встановлено, що рослинна продукція, вирощена на території адміністративних районів із низькими показниками індексу СЕЕ розвитку, відзначається високим ступенем забруднення. Це свідчить про залежність якості рослинної харчової продукції від комплексного впливу не лише природних, але й соціально-економічних факторів.

6. За допомогою застосування статистичних і хемометричних методів (зокрема, однофакторного дисперсійного аналізу, побудови штучної нейронної мережі Кохонена та ймовірнісної нейронної мережі) встановлено, що рослинна продукція, вирощена в однакових ландшафтних умовах, характеризується однотипним хімічним складом, що дозволяє провести ідентифікацію географічного походження рослинних продуктів харчування. Виявлено, що для рослинної продукції та ґрунтів, приурочених до певного геоморфологічного рівня, притаманні свої специфічні особливості накопичення важких металів. Це вказує на значну роль рельєфу та ґрунтового покриву у перерозподілі природних і техногенних потоків хімічних елементів.

7. На основі використання U-тесту Манна-Уїтні виявлені особливості регіональної диференціації металоакумулятивних властивостей рослинної продукції різних типів: ґрунтових і надґрунтових овочів, фруктів, ягід, горіхів, грибів, лікарських трав і листя фруктових дерев. Встановлено, що культурні рослини одного

виду, вирощені в різних регіонах і природних зонах, характеризуються різними тенденціями до накопичення важких металів, що підтверджує географічність проблеми формування рівня забруднення рослинної продукції.

8. За допомогою дисперсійного аналізу було встановлено значимість впливу природних (тип ґрунту, тип ландшафту та природна зона із притаманними їй умовами вирощування рослинної продукції) і соціально-економічних факторів (рівень забруднення поверхневих вод, рівень забруднення атмосферного повітря, рівень ерозійної небезпеки, загальна екологічна ситуація території, віддаленість присадибної ділянки від автомагістралі тощо) на акумуляцію Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Al, Co, Cr, Cd у різних типах рослинної продукції. Виявлено, що інтенсивність накопичення певного хімічного елемента у рослинній продукції під дією конкретного природного чи соціально-економічного фактора, значимість впливу якого на формування якості рослинних продуктів харчування була статистично підтверджена, залежить від видової диференціації металоаккумулятивних властивостей рослин.

9. Встановлений характер і рівень комплексного зв'язку між природними та соціально-економічними факторами та характером взаємодії важких металів (антагонізм чи синергізм) із процесами їх міграції у компонентах навколишнього середовища дають можливість проводити прогнозування підвищеного вмісту важких металів у рослинній продукції.

10. З метою оптимізації стану здоров'я населення на основі забезпечення екологічної безпеки продуктів харчування рослинного походження пропонуються наступні рекомендації:

- при розробці програм щодо оптимізації якості продуктів харчування рослинного походження потрібно враховувати закономірності формування забруднення рослинної продукції, отримані у ході трофогеографічних досліджень;

- при створенні нових і перегляді існуючих нормативних документів у сфері нормування якості продуктів харчування рослинного походження брати до уваги встановлені видові особливості акумуляції важких металів у рослинній продукції;

- на основі методологічного інструментарію трофогеографічних досліджень розробити систему моніторингу екологічної безпеки та якості продуктів харчування рослинного походження, що вирощуються населенням на приватних присадибних ділянках;



- при проведенні територіального планування агроландшафтів з метою оптимізації умов вирощування рослинної продукції рекомендується враховувати результати трофогеографічних досліджень;
- розробити рекомендації для приватних землевласників щодо організації видової структури агрофітоценозів на основі вирощування стійких до забруднення сільськогосподарських культур з урахуванням виявлених особливостей регіональної та видової диференціації металоаккумулятивних властивостей рослинної продукції.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Аболин Р. И. Геоботаническое и почвенное описание Лено-Виллюйской равнины / Р. И. Аболин // Тр. Комисс. по изуч. Якутск. АССР. – Л. : Изд-во Акад. наук, 1929. – Т. 10. – 372 с.
2. Абуталыбов М. Т. Значение микроэлементов в растениеводстве / М. Т. Абуталыбов. – Баку : Кн. изд-во, 1961. – 252 с.
3. Авессаломова И. А. Геохимические показатели при изучении ландшафтов : учебно-метод. пособ. / И. А. Авессаломова. – М. : Изд-во МГУ, 1987. – 108 с.
4. Агрохимия / под ред. проф. П. М. Смирнова и А. В. Петербургского. – М. : Колос, 1975. – 509 с.
5. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях / Ю. В. Алексеев. – Л. : Агропромиздат, 1987. – 142 с.
6. Алимов О. М. Економічний розвиток України: інституціональне та ресурсне забезпечення : монографія / О. М. Алимов, А. І. Даниленко, В. М. Трегобчук та ін. – К. : Об'єднаний інститут економіки НАН України, 2005. – 540 с.
7. Аналитический обзор загрязнения природной среды тяжелыми металлами в фоновых районах стран – членов СЭВ (1982–1988) / под ред. Ф. Я. Ровинского. – М. : Гидрометеиздат, 1987. – 87 с.
8. Андервуд Э. Микроэлементы у животных / Э. Андервуд. – М. : Изд-во иностр. л-ры, 1962. – С. 50–66.
9. Андрейцев В. І. Право екологічної безпеки : навч. та наук.-практ. посібник / В. І. Андрейцев. – К. : Знання-Прес, 2002. – 332 с.
10. Андрійчук В. Г. Капіталізація вітчизняного сільського господарства: суть, напрями, механізми і перші оцінки здійснення / В. Г. Андрійчук // Економіка АПК. – 2005. – № 7. – С. 69–74.
11. Арманд Д. Л. Наука о ландшафте / Д. Л. Арманд. – М. : Мысль, 1975. – 288 с.
12. Бабенко Г. О. Вивчення мікроелементів і метало-ферментів у клінічних лабораторіях / Г. О. Бабенко. – К. : Здоров'я, 1968. – 136 с.
13. Багров Н. В. География в информационном мире / Н. В. Багров. – К. : Лыбидь, 2005. – 184 с.
14. Балюк С. А. Вміст важких металів в зрошувальних водах, ґрунтах та рослинах : метод. посібник / С. А. Балюк. – Х. : ННЦ ІГА, 2002. – 36 с.

15. Балюк С. А. Класифікаційні проблеми зрошувальних ґрунтів / С. А. Балюк, О. А. Носоненко, В. Я. Ладних // Вісник ХНАУ. – Ґрунтознавство. – 2008. – № 1. – С. 41–55.
16. Балюк С. А. Охорона водних, ґрунтових та рослинних ресурсів Донецької області від забруднення важкими металами в умовах зрошення: посібник до ВНД 33-5.5-06-99 «Охорона водних, ґрунтових та рослинних ресурсів від забруднення важкими металами в умовах зрошення» / С. А. Балюк, В. Я. Ладних, Л. І. Мошник. – Х., 2002. – 52 с.
17. Балюк С. А. Оцінка забруднення зрошувальної води та ґрунтів важкими металами / С. А. Балюк, В. Я. Ладних, Л. І. Мошник // Вісник аграрної науки. – 2003. – № 1. – С. 65–68.
18. Балюк С. А. Тяжелые металлы в орошаемом земледелии Украины / С. А. Балюк, Л. П. Головина, А. А. Носоненко // Тяжелые металлы и радионуклиды в агроэкосистемах: матер. науч.-практ. конф., 21–24 декабря 1992 г. – М., 1994. – С. 66–71.
19. Барабаш О. Ю. Овочівництво: підручн. / О. Ю. Барабаш. – К.: Вища школа, 1994. – 374 с.
20. Барановская Н. В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных экосистем: автореф. дис. ...докт. биол. наук: 03.02.08 / Н. В. Барановская. – Институт природных ресурсов ФГБОУ ВПО «Национальный исследовательский Томский политехнический университет». – Томск, 2011. – 46 с.
21. Басюркіна Н. Й. Продовольча безпека як системна характеристика функціонування агропромислового сектору економіки / Н. Й. Басюркіна // Економіка харчової промисловості. – № 2(10). – 2011. – С. 5–10.
22. Берг Л. С. Ландшафтно-географические зоны СССР / Л. С. Берг. – Ч. 1. – М.; Л.: Сельхозгиз, 1931. – 401 с.
23. Берг Л. С. Географические зоны Советского Союза / Л. С. Берг. – Т. 2. – М.: Географгиз, 1952. – 511 с.
24. Беус А. А. Геохимия / А. А. Беус, Л. И. Грабовская, Н. В. Тихонова. – М.: Высш. шк., 1989. – 256 с.
25. Беус А. А. Геохимия литосферы (породообразующие элементы) / А. А. Беус. – М.: Недра, 1972. – 296 с.
26. Беш Г. География мирового хозяйства / Г. Беш. – М., 1966. – 131с.
27. Біланич М. М. Сучасний стан дослідження впливу важких металів на рослинний світ / М. М. Біланич // Вісник Прикарпатського нац.

- ун-ту імені В. Стефаника. Сер. : Біологія. – 2008. – Вип. XII. – С. 1–15.
28. Бингам Ф. Т. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов / Ф. Т. Бингам, М. Коста. Э. Эйхенбергер и др. ; под ред. Х. Зигеля, А. Зигель ; пер. с англ. – М. : Мир, 1993. – 368 с. : ил.
  29. Богачова В. Л. Вплив техногенного забруднення ґрунту важкими металами на елементи його родючості, урожай та якість сільськогосподарської продукції : автореф. дис. ... канд. с-г. наук : спец. 06.00.04 / В. Л. Богачова ; Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського. – Харків, 1996. – 26 с.
  30. Богдановский Г. А. Химическая экология / Г. А. Богдановский. – М. : МГУ, 1994. – 237 с.
  31. Боголюбов С. А. Экология : учебн. пособие / С. А. Боголюбов. – М. : Знание, 1997. – 187 с.
  32. Боков В. А. Основы экологической безопасности : учеб. пособ. / В. А. Боков, А. В. Лущик. – Симферополь : СОНАТ, 1998. – 224 с.
  33. Бондарев Л. Г. Роль растительности в миграции минеральных веществ в атмосферу / Л. Г. Бондарев // Природа. – 1981. – № 3. – С. 86–90.
  34. Борщевський П. Продовольча безпека країни : стан і тенденції / П. Борщевський, Л. Дейнеко. // Розбудова держави. – 2007. – № 1–6. – С. 66–73.
  35. Буркинский Б. В. Экологизация политики регионального развития / Б. В. Буркинский, Н. Г. Ковалёва. – Одесса : ИПРЭЭИ НАН Украины, 2002. – 328 с.
  36. Бурова Л. Г. Загадочный мир грибов / Л. Г. Бурова. – М. : Наука, 1991. – 93 с.
  37. Вавилов Н. И. Географическая изменчивость растений / Н. И. Вавилов // Научное слово, 1928. – № 1. – С. 23–33.
  38. Вавилов Н. И. Проблема происхождения мирового земледелия в свете современных исследований / Н. И. Вавилов. – М. : Гос. техн.-теор. изд-во, 1932. – 15 с.
  39. Вавилов Н. И. Центры происхождения культурных растений / Н. И. Вавилов. – Л. : Тип. им. Гутенберга, 1926. – 248 с.
  40. Василенко В. Н. Мониторинг загрязнения снежного покрова / В. Н. Василенко. – Л. : Гидрометеиздат, 1985. – 208 с.
  41. Введение в физическую географию / К. К. Марков, О. П. Добродеев, Ю. Г. Симонов, И. А. Суетова. – 2-е изд., перер. и доп. – М. : Высшая школа, 1978. – 191 с.

42. Веригина К. В. Определение валового содержания меди, цинка и кобальта в почвах. Методы определения микроэлементов в почвах и растениях / К. В. Веригина. – М., 1958. – С. 11–15.
43. Вернадский В. И. Биосфера / В. И. Вернадский // Избр. соч. – Т. 5. – М. : Изд-во АН СССР, 1960. – С. 7–102.
44. Вернадский В. И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения / В. И. Вернадский. – М. : Наука, 2001. – 376 с.
45. Вернадский В. И. Размышления натуралиста. Научная мысль как планетарное явление. В 2-х кн. / В. И. Вернадский. – М. : Наука, 1977. – Кн. 2. – 191 с.
46. Вернадский В. И. Размышления натуралиста. Пространство и время в живой и неживой природе / В. И. Вернадский. – М. : Наука, 1975. – 175 с.
47. Высоцкий Г. Н. Покрововедение / Г. Н. Высоцкий. – Минск; Л. : Типография Главного ботанического сада, 1925. – 9 с.
48. Вильямс В. Р. Естественно-научные основы луговодства или луговедение: (приложение основ почвоведения к культуре многолетних травянистых растений и естественной кормовой площади) / В. Р. Вильямс. – М. : Новая деревня, 1922. – 298 с.
49. Виноградов А. П. Геохимия живого вещества / А. П. Виноградов. – Л. : Изд-во АН СССР, 1932. – 67 с.
50. Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах / А. П. Виноградов. – Изд. 2-е, доп. – М. : Изд-во АН СССР, 1957. – 240 с.
51. Виноградов А. П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры / А. П. Виноградов // Геохимия. – 1962. – № 7. – С. 555–571.
52. Власюк П. А. Биологические элементы в жизнедеятельности растений / П. А. Власюк. – К. : Наук. думка, 1969. – 516 с.
53. Власюк П. А. Микроэлементы и радиоактивные изотопы в питании растений / П. А. Власюк. – К., Изд-во АН УССР, 1956. – 116 с.
54. Воды подземные. Общие требования к отбору проб : СТ СЭВ 4285-84. – [Действует с 01.01.1985]. – М. : Изд-во стандартов, 1985. – 5 с.
55. Войнар А. И. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека / А. И. Войнар. – М. : Высшая школа, 1960. – 544 с.
56. Войнар А. И. Микроэлементы в живой природе / А. И. Войнар. – М. : Высш. шк., 1962. – 92 с.
57. Воловик В. М. Аналіз концентрацій культурного ландшафту в американській та європейській географії / В. М. Воловик // Наукові

записки Вінницького державного педагогічного ун-ту імені Михайла Коцюбинського. Сер.: Географія. – 2009. – Вип. 19. – С. 116–175.

58. Волошин І. М. Картографічний моніторинг прилеглих територій Волинської області / І. М. Волошин, Л. Ю. Матвійчук // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – Харків: Вид. ХНУ ім. В. Н. Каразіна, 2006. – Вип. 13(16). – С. 30–38.
59. Волошин І. М. Ландшафтно-екологічні основи моніторингу / І. М. Волошин. – Львів: Простір М, 1998. – 356 с.
60. Волошин І. М. Особливості геохімічного забруднення приавтомагістральних смуг Волині / І. М. Волошин, Л. Ю. Матвійчук, М. І. Лепкий. – Луцьк: ВМА «Терен», 2009. – 244 с.
61. Воронов А. Г. Медицинская география. Общие вопросы / А. Г. Воронов. – М.: Изд-во МГУ, 1981. – 161 с.
62. Вступ до медичної геології / за ред. Г. І. Рудька, О. М. Адаменка. – У 2-х т. – К.: Академпрес, 2010. – Т. 1. – 736 с.; Т. 2. – 448 с.
63. Гармаш Г. А. Содержание свинца и кадмия в различных частях картофеля и овощей, выращенных на за грязненной этими металлами почве / Г. А. Гармаш // Химические элементы в системе почва–растение. – Новосибирск, 1982. – С. 105–110.
64. Гармаш Н. Ю. Влияние тяжелых металлов на величину и качество урожая сельскохозяйственных культур: автореф. дис. ... канд. биол. наук / Н. Ю. Гармаш. – Новосибирск, 1986. – 24 с.
65. Географический атлас. – Третье изд. – М.: Главное упр. геодезии и картогр. при Совмине СССР, 1968. – 198 с.
66. Географічна енциклопедія України / відпов. ред. О. М. Маринич та ін. – В 3-х т. – К.: Українська Радянська Енциклопедія ім. М. П. Бажана, 1989. – Т. I. – 416 с.; Т. II – 480с.; Т. III – 480 с.
67. Герасимов И. П. Основы почвоведения и географии почв / И. П. Герасимов, М. А. Глазовская. – М.: Географгиз, 1960. – 490 с.
68. Герасимов И. П. Советская конструктивная география: задачи, подходы, результаты / И. П. Герасимов. – М.: Наука, 1976. – 207 с.
69. Геренчук К. І. Польові географічні дослідження / К. І. Геренчук, С. М. Раковська, А. Г. Топчієв. – К.: Вища шк., 1975. – 248 с.
70. Гігієна та екологія: підручник / за ред. В. Г. Бардова. – Вінниця: Нова книга, 2006. – 720 с.
71. Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов: СанПин 11-63 РБ-98. – Минск, 2005. – 168 с.

72. Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов : СанПиН 2.3.2.560-96. – М., 1997. – 73 с.
73. Глазовская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР : учеб.пособие / М. А. Глазовская. – М. : Наука, 1988. – 298 с.
74. Глазовская М. А. Ландшафтно-геохимические основы фонового мониторинга природной среды / М. А. Глазовская, С. Н. Касимов // Вест. Моск. ун-та. Сер. 5 : Геогр. – 1987. – № 1. – С. 11–17.
75. Глазовская М. А. Почвы мира. География почв : [учеб. пособие для геогр. фак. ун-тов] / М. А. Глазовская. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1973. – 432 с.
76. Глазовская М. А. Почвы мира. Основные семейства и типы почв : [учеб. пособие для геогр. фак. ун-тов] / М. А. Глазовская. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1972. – 231 с.
77. Гольдшмидт В. М. Сборник статей по геохимии редких элементов / В. М. Гольдшмидт ; пер. с нем. и англ. – М.-Л. : ГНТИ НКТП, 1938. – 244 с.
78. Гохман В. М. Проблемы метагеографии / В. М. Гохман, Б. Л. Гуревич, Ю. Г. Саушкин // Вопросы географии. – М. : Мысль, 1968. - № 77. – С. 3–4.
79. Григорьев А. А. Закономерности строения и развития географической среды. Избранные теоретические работы / А. А. Григорьев. – М. : Мысль, 1966. – 382 с.
80. Гродзинський М. Д. Збереження та відтворення ландшафтного різноманіття в контексті сталого розвитку / М. Д. Гродзинський, П. Г. Шищенко // Заповідна справа в Україні. – 1998. – Т. 4. – Вип. 1. – С. 3–7.
81. Гродзинський М. Д. Ландшафтна екологія / М. Д. Гродзинський. – К. : Вид-во Київського ун-ту, 1994. – 234 с.
82. Гродзинський М. Д. Основи ландшафтної екології : підручник / М. Д. Гродзинський. – К. : Либідь, 1993. – 224 с.
83. Гродзинський М. Д. Пізнання ландшафту: місце і простір : монографія / М. Д. Гродзинський. – У 2-х т. – К. : Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2005. – Т. 1. – 431 с. ; Т. 2. – 503 с.
84. Гродзинський М. Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень / М. Д. Гродзинський. – К. : Ліцей, 1995. – 233 с.
85. Грунтово-геохімічне обстеження урбанізованих територій : методичні рекомендації / укладачі : чл.-кор. УААН, проф. С. А. Балюк, А. І. Фатєєв, М. М. Мірошніченко. – Х. :

ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського» УААН, 2004. – 54 с.

86. Ґрунтознавство : підручник / Д. Г. Тихоненко, М. О. Горін, М. І. Лактіонов та ін. ; за ред. Д. Г. Тихоненка. – К. : Вища освіта, 2005. – 703 с.
87. Гуцуляк В. М. Еколого-геохімічний аналіз природно-антропогенних ландшафтів (на прикладі Чернівецької області та півночі Молдавії) : автореф. дис. ... д-ра геогр. наук, спец. : 11.00.01 / В. М. Гуцуляк ; Ін-т географії НАН України. – К., 1994. – 36 с.
88. Гуцуляк В. М. Ландшафтна екологія: геохімічний аспект : навч. посібник / В. М. Гуцуляк. – Чернівці : Рута, 2002. – 272 с.
89. Гуцуляк В. М. Медична географія (екологічний аспект) / В. М. Гуцуляк. – Чернівці, 1997. – 72 с.
90. Давыдова С. Л. Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века : учеб. пособие / С. Л. Давыдова, В. И. Тагосов. – М. : Изд-во РУДН, 2002. – 140 с. : ил.
91. Данилишин Б. М. Природно-ресурсний потенціал сталого розвитку України / Б. М. Данилишин, С. І. Дорогунцов, В. С. Міщенко та ін. – К. : РВПС України, НАН України, 1999. – 716 с.
92. Данилов-Данильян В. И. Экологическая безопасность. Общие принципы и российский аспект / В. И. Данилов-Данильян, М. Ч. Залиханов, К. С. Лосев. – М. : Изд-во МНЭПУ, 2001. – 332 с.
93. Данилов-Данильян В. И. Экологический вызов и устойчивое развитие / В. И. Данилов-Данильян, К. С. Лосев. – М. : Прогресс-традиция, 2000. – 406 с.
94. Дедю И. И. Экологический энциклопедический словарь / И. И. Дедю ; предисл. В. Д. Федорова. – Кишинев : Гл. ред. Молд. сов. энцикл., 1990. – 406 с.
95. Дейнеко Л. В. Розвиток харчової промисловості в контексті забезпечення продовольчої безпеки / Л. В. Дейнеко, А. В. Цимбалюк, І. М. Романюк // Економіка промисловості України : зб. наук. пр. – К. : РВПС України НАН України, 2001. – С. 123–130.
96. Демич Ю. А. Содержание тяжёлых металлов в объектах окружающей среды и состояние растительных популяций / Ю. А. Демич // Вестник СамГУ. – Естественнаучная серия. – 2006. – № 7(47). – С. 45–53.
97. Денисик Г. І. Антропогенні ландшафти Правобережної України / Г. І. Денисик. – Віниця : Арбат, 1998. – 292 с.



98. Денисик Г. І. Дорожні ландшафти Поділля / Г. І. Денисик, О. М. Вальчук. – Вінниця : Теза, 2005. – 176 с.
99. Денисик Г. І. Лісополе України / Г. І. Денисик. – Вінниця : ПП Вид-во «Теза», 2001. – 284 с.
100. Денисик Г. І. Нариси з антропогенного ландшафтознавства : навч. посібник / Г. І. Денисик, В. М. Воловик. – Вінниця : ГПАНІС, 2001. – 170 с.
101. Денисик Г. І. Селітебні ландшафти Поділля / Г. І. Денисик, О. І. Бабчинська. – Вінниця : ПП Вид-во «Теза», 2005. – 255 с.
102. Дергунова А. Б. Особенности аккумуляции тяжелых металлов листьями древесных растений / А. Б. Дергунова, Х. Х. Рахимова // Материалы II Всероссийской конференции «Новые достижения в химии и химической технологии растительного сырья» (21–22 апреля, 2005 г). – Барнаул : Изд-во Алт. ун-та. – 2005. – Т. I. – С. 713–716.
103. Державні санітарні правила охорони атмосферного повітря населених місць (від забруднення хімічними та біологічними речовинами) : ДСП-201-97. – [Чинні з 01.01.1998]. – К. : Міністерство охорони здоров'я України, 1997. – 55 с.
104. Димо Н. А. Очерк географии почв Саратовской губернии с их классификацией / Н. А. Димо, Т. П. Гордеев, И. А. Шульга. – Саратов, 1908. – 65 с.
105. Добровольский В. В. Аккумуляция редких и рассеянных химических элементов растительностью некоторых зональных ландшафтов СССР / В. В. Добровольский // Общие теоретические проблемы биологической продуктивности. – Л. : Наука, 1969. – С. 51–56.
106. Добровольский В. В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние / В. В. Добровольский. – М. : Мысль, 1983. – 272 с.
107. Добровольский В. В. География почв с основами почвоведения / В. В. Добровольский. – М. : Высшая школа, 1989. – 320 с.
108. Добровольский Г. В. Экологические функции почвы : учеб. пособ. / Г. В. Добровольский, Е. Д. Никитин. – М. : МГУ, 1986. – 136 с.
109. Добровольский Г. В. Функции почв в биосфере и экосистемах (экологическое значение почв) / Г. В. Добровольский, Е. Д. Никитин. – М. : Наука, 1990. – 260 с.
110. Докучаев В. В. К учению о зонах природы. Горизонтальные и вертикальные почвенные зоны / В. В. Докучаев. – СПб. : Тип. Санкт-Петербургского градоначальства, 1899. – 28 с.

111. Дорогунцов С. И. Управление техногенно-экологической безопасностью в контексте парадигмы устойчивого развития: концепция системно-динамического решения / С. И. Дорогунцов, А. Н. Ральчук. – К. : Наукова думка, 2002. – 200 с.
112. Дуглас П. Орморд Воздействие загрязнения микроэлементами на растения / П. Орморд Дуглас // Загрязнение воздуха и жизнь растений ; под ред. Майкла Трешоу. – Л. : Гидрометеиздат, 1988. – С. 327–347.
113. Дудурич В. М. Екологічна безпека ґрунтів і виробництва сільськогосподарської рослинної продукції в умовах Лівобережного Лісостепу : автореф. дис. ... канд. геогр. наук. / В. М. Дудурич. – Харків, 2007. – 18 с.
114. Эйхлер В. Яды в нашей пище / В. Эйхлер. – М. : Мир, 1985. – 213 с.
115. Екологія та автомобільний транспорт : навч. посібник / [Ю. Ф. Гутеревич, Д. В. Зеркалов, А. Г. Говорун та ін.]. – К. : Арістей, 2006. – 292 с.
116. Экологическая безопасность, устойчивое развитие и природоохранные проблемы / под ред. К. Ф. Фролова. – М. : МГФ «Знание», 1999. – 704 с.
117. Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову / Л. Г. Раменский, Л. Г. Цаценкин, О. Н. Чижиков, Н. А. Антипин. – М. : Сельхозгиз, 1956. – 472 с.
118. Екологічна безпека техноприродних геосистем у зв'язку з катастрофічним розвитком геологічних процесів / С. В. Гошовський, Г. І. Рудько, Б. М. Преснер. – К. : ЗАТ «НІЧЛАВА», 2002. – 624 с.
119. Екологічне управління : підручник / В. Я. Шевчук, Ю. М. Саталкін, Г. О. Білявський та ін. – К. : Либідь, 2004. – 432 с.
120. Екологічний атлас Харківської області. – Вид. друге, перероб. – Харків : РА «ІРІС», 2005. – 80 с.
121. Екологічні проблеми землеробства./ І. Д. Примака, Ю. П. Манько, Н. М. Рідей та ін. – К. : Центр учбової літератури, 2010. – 456 с.
122. Екотрофологія. Основи екологічного харчування : навч. посіб. / Т. М. Димань, М. М. Барановський, Г. О. Білявський та ін. ; за наук. ред. Т. М. Димань. – К. : Лібра, 2006. – 304 с.
123. Энциклопедия эпистемиологии и философии. – М. : Канон, РООИ «Реабилитация», 2009. – 1248 с.
124. Єгорова Т. М. Ландшафтна екологія України (геохімічні аспекти) : підручник / Т. М. Єгорова. – Кам'янець-Подільський : Видавець Зволейко Д. Г., 2009. – 192 с.

125. Елпатьевский П. В. Геохимия миграционных потоков в природных и природно-техногенных геосистемах / П. В. Елпатьевский. – М. : Наука, 1993. – 253 с.
126. Ермаченко Л. А. Атомно-абсорбционный анализ в санитарно-гигиенических исследованиях / Л. А. Ермаченко. – М. : Чувашия, 1997. – 219 с.
127. Ефремов Ю. К. Опыт классификации географических наук / Ю. К. Ефремов // Жизнь земли. – М., 1964. – Сб. № 2. – С. 90–107.
128. Жекулин В. С. Введение в географию: учеб. пособие. – Л. : Изд-во Ленинградского ун-та, 1989. – 272 с.
129. Жизневская Г. Я. Медь, молибден в азотном обмене бобовых растений / Г. Я. Жизневская. – М. : Наука, 1972. – 336 с.
130. Жуковский П. М. Культурные растения и их сородичи / П. М. Жуковский. – Л. : Колос, 1971. – 752 с.
131. Жуковский П. М. Происхождение культурных растений / П. М. Жуковский. – М., 1956. – 342 с.
132. Забелин И. М. Очерки истории географической мысли в СССР (1917–1945) / И. М. Забелин. – М. : Наука, 1989. – 256 с.
133. Забелин И. М. Физическая география в современном естествознании. Вопросы истории и теории / И. М. Забелин. – М. : Наука, 1978. – 335 с.
134. Загрязнение воздуха и жизнь растений / под ред. Майкла Трешоу. – Л. : Гидрометеиздат, 1988. – 499 с.
135. Зайдельман Ф. Р. Режим и условия мелиорации заболоченных почв / Ф. Р. Зайдельман. – М. : Колос, 1975. – 320 с.
136. Законодательно-нормативные акты Европейского Союза (ЕС) в области пищевой промышленности [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http://www.icc-iso.ru/upload/information\\_system\\_27/6/1/0/item\\_610/Zakonodatel-no\\_normat\\_akty\\_ES.pdf](http://www.icc-iso.ru/upload/information_system_27/6/1/0/item_610/Zakonodatel-no_normat_akty_ES.pdf)
137. Зонн С. В. Железо в почвах (генетические и географические аспекты) / С. В. Зонн. – М. : Наука, 1972. – 296 с.
138. Ильин В. Б. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области / В. Б. Ильин, А. И. Сысо. – Новосибирск : СО РАН, 2001. – 229 с.
139. Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва – растение / В. Б. Ильин. – Новосибирск : Наука. Сиб. отд-ние, 1991. – 151 с.
140. Исаченко А. Г. О предмете физической географии / А. Г. Исаченко. – Изв. ВГО, 1953. – № 1. – С. 43–52.
141. Исаченко А. Г. Природа мира: Ландшафты / А. Г. Исаченко, А. А. Шляпников. – М. : Мысль, 1989. – 504 с. : ил., схем.

142. Исаченко А. Г. Развитие географических идей / А. Г. Исаченко. – М., 1972. – 416 с.
143. Искусственные нейронные сети в решении задач классификации, дискриминации и индентификации / А. Н. Некос, Я. Н. Пушкарёва, А. Б. Следзевская и др. // Національна академія наук України. Відділення хімії. Наукова рада з аналітичної хімії. – Гурзуф (Крим), 2012. – С. 66.
144. Использование дисперсионного анализа для определения влияния природных и антропогенных факторов на формирование качества растительной продукции / А. Н. Некос, П. В. Семибратова, Е. В. Высоцкая и др. // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна. Серія : Екологія. – № 1004. – Вип. 7. – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2012. – С. 79–90.
145. Исследование влияния ландшафтов на концентрацию химических элементов в продуктах питания растительного происхождения / А. Н. Некос, Е. В. Высоцкая, А. П. Порван и др. // Інформаційні технології: наука, техніка, технологія, освіта, здоров'я: тези доповідей XX міжнародної науково-практичної конференції. Ч. III (Харків, 15–17 травня 2012 р.) / за ред. проф. Л. Л. ТОВАЖНЯНСЬКОГО. – Харків : НТУ «ХПІ». – С. 98.
146. Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас ; [пер. с англ.]. – М. : Мир, 1989. – 439 с.
147. Кабата-Пендиас А. Проблемы современной биогеохимии микроэлементов / А. Кабата-Пендиас // Рос. хим. жур. – 2005. – Т. XLIX. – № 3. – С. 15–19.
148. Каратаев Е. С. Настольная книга овощевода / Е. С. Каратаев, Б. Г. Русанов, А. В. Бешанов, В. П. Котов та ін. – М. : Агропромиздат, 1990. – 288 с.
149. Картографический метод изучения заболеваемости / В. А. Шевченко, К. М. Синяк, В. Ф. Рудиченко, Г. А. Пархоменко. – М. : ЦОЛИУВ, 1985. – 23 с.
150. Качинський А. Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення / А. Б. Качинський. – К. : НІСД. 2001. – 312 с.
151. Кедров Б. М. Классификация наук / Б. М. Кедров. – М. : Мысль, 1965. – Т. 2. – 490 с.
152. Кикель П. В. Краткий энциклопедический словарь философских терминов / П. В. Кикель, Э. М. Сороко. – Минск : БГПУ, 2006. – 266 с.

- 153.Клименко Л. В. Обґрунтування індикаторів, які характеризують сталий розвиток / Л. В. Клименко // Вісник НУВГП : зб. наук. праць. – Вип. 2. Ч. 1. – Рівне, 2006. – С. 3–8.
- 154.Клименко Л. В. Оцінка стану агросфери сільських населених пунктів за показниками сталого розвитку : автореф. канд. дисертації на здобуття наук. ступ. канд. с.-г. наук : спец. 03.00.16 / Л. В. Клименко. – Ж., 2009. – 20 с.
- 155.Клименко М. О. Стратегія сталого розвитку : навч. посібник / М. О. Клименко, Л. В. Клименко. – Рівне, 2010. – 267 с.
- 156.Ковалевский А. Л. Биогеохимия растений / А. Л. Ковалевский. – Улан-Удэ : Бурят. кн. изд-во, 1969. – 160 с.
- 157.Ковалевский А. Л. Особенности формирования рудных биогеохимических ореолов / А. Л. Ковалевский. – Новосибирск : Наука. Сиб. отд., 1975. – 116 с.
- 158.Ковальский В. В. Геохимическая экология / В. В. Ковальский. – М. : Наука, 1974. – 300 с.
- 159.Ковальский В. В. Микроэлементы в почвах СССР / В. В. Ковальский, Г. А. Андрианова. – М. : Наука, 1970. – 180 с.
- 160.Ковда В. А. Биогеохимия почвенного покрова / В. А. Ковдра. – М., Наука, 1985. – 263 с.
- 161.Ковда В. А. О биологической реакции растений на тяжелые металлы в среде / В. А. Ковда, Б. И. Золотарева, И. И. Скрипниченко // Докл. АН СССР. – 1979. – Вып. 247. – № 3. – С. 766–768.
- 162.Козаренко А. Е. Свинец в растениях / А. Е. Козаренко // Свинец в окружающей среде. – М. : Наука, 1987. – С. 71–76.
- 163.Козаренко О. М. Поступление тяжелых металлов на поверхность листьев растений в течение вегетационного периода в лиственных лесах Калужской области / О. М. Козаренко, А. Е. Козаренко // Тяжелые металлы в окружающей среде. – Пушино, 1996. – С. 85.
- 164.Колодяжная А. А. Режим химического состава атмосферных осадков и их метаморфизация в зоне аэрации / А. А. Колодяжная. – М. : Изд-во АН СССР, 1963. – 168 с.
- 165.Коломийцева М. Г. Микроэлементы в медицине / М. Г. Коломийцева, Р. Д. Габович. – М. : Медицина, 1970. – 288 с.
- 166.Коммонер Б. Замыкающийся круг : пер. с англ. / Б. Коммонер. – Л. : Гидрометеиздат, 1974. – 305 с.
- 167.Конституція України // Відомості Верховної Ради України. – 1996. – № 30. – 141 с.
- 168.Концепція сталого розвитку України // Світ. – 1997. – № 12. – С. 5.

- 169.Краснянский М. Е. Основы экологической безопасности территорий и акваторий : учеб. пособ. / М. Е. Краснянский. – Донецк : ООО «Лебедь», 2004. – 155 с.
- 170.Крашенинников И. М. Географические работы / И. М. Крашенинников. – М. : Географгиз, 1954. – 611 с
- 171.Крупский Н. К. Атлас почв Украинской ССР / под ред. Н. К. Крупского, Н. И. Полупана. – К. : Урожай, 1979.
- 172.Кун Т. Структура научных революций / Т. Кун. – М. : Прогресс, 1975. – 288 с.
- 173.Купинец Л. Е. Экологизация продовольственного комплекса: теория, методология, механизмы / Л. Е. Купинец. – Одеса : ИПРЭЭИ НАН Украины, 2010. – 712 с.
- 174.Лакуша Н. М. Ідея сталого розвитку в контексті екологічних проблем (соціально-культурний та праксеологічний аспекти) 2005 року : автореф. дис. ... канд. філос. наук, спец. : 09.00.03 / Н. М. Лакуша ; Ін-т вищ. освіти, АПН України. – К., 2005. – 18 с.
- 175.Ларионов М. В. Особенности накопления тяжелых металлов в почвенных экосистемах Саратовского Поволжья / М. В. Ларионов, Н. В. Ларионов // Вестник ОГУ. – № 1(107). – 2010. – С. 110–114.
- 176.Лузан Ю. Я. Проект «Комплексна програма розвитку українського села на період до 2015 року» / Ю. Я. Лузан, В. П. Ситник, П. Т. Саблук // економіка АПК. – 2007. – № 1. – С. 11.
- 177.Лямин В. С. География и общество (Философские и социологические проблемы географии) / В. С. Лямин. – М. : Мысль, 1978. – 309 с.
- 178.Майстренко В. Н. Эколоого-аналитический мониторинг суперэкоотоксикантов / В. Н. Майстренко, Р. З. Хамитов, Г. К. Будников. – М. : Химия, 1996. – 319 с.
- 179.Малишева Л. Л. Ландшафтно-геохімічна оцінка екологічного стану території. / Л. Л. Малишева. – К. : РВЦ «Київський університет», 1998. – 264 с.
- 180.Матвеев В. М. Биоэкологическая оценка вовлечения тяжелых металлов в основные трофические цепи и биогеохимический круговорот в условиях агрофитоценозов : на примере лесостепного Высокого Заволжья : дис. ... канд. биол. наук, спец. : 03.00.16. / В. М. Матвеев. – Самара, 2004. – 357 с.
- 181.Медведев В. В. Мониторинг почв Украины. Концепция, предварительные результаты, задачи / В. В. Медведев. – Х. : Антиква, 2002. – 428 с.

182. Медико-биологические требования и санитарные нормы качества продовольственного сырья и пищевых продуктов. – М., Изд-во стандартов, 1990. – 181 с.
183. Медико-географические исследования в Украинской ССР / В. А. Шевченко, К. М. Синяк, Г. А. Пархоменко, и др. // Медицинская география и здоровье : сб. научн. трудов. – Л. : Наука. – 1989. – С. 160–173
184. Методи аналізів ґрунтів і рослин / за загал. ред. С. Ю. Булигіна, С. А. Балюка, А. Д. Міхновської, Р. А. Розумної. – Х., 1999. – 156 с.
185. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. – М. : Гидропромиздат, ЦИНАО, 1992. – 61 с.
186. Методические указания по отбору проб пищевой продукции животного и растительного происхождения, кормов, кормовых добавок с целью лабораторного контроля их качества и безопасности. – М., 2009. – 31 с.
187. Методологический анализ науки: проблемы, формы и способы исследований : научн.-аналит. обзор советской литературы 1973–1978. – М. : И-т научн. инф. по обществ. наукам, 1979. – 47 с.
188. Микроэлементозы человека: этиология, классификация, органопатология / П. А. Авцин, А. А. Жаворонков, М. А. Риш, Л. С. Строчкова. – М. : Медицина, 1991. – 496 с.
189. Микроэлементы в окружающей среде / под ред. АН СССР П. А. Власюка. – К. : Наукова думка, 1980. – 300 с.
190. Микроэлементы – регуляторы жизнедеятельности и продуктивности растений / под ред. Я. В. Пейве. – Рига : Занатне, 1971. – 249 с.
191. Микулинский С. Р. Методологические проблемы истории биологии / С. Р. Микулинский // Вопросы философии. – 1964. – № 12. – С. 35–36.
192. Мильков Ф. Н. Рукотворные ландшафты. Рассказ об антропогенных комплексах / Ф. Н. Мильков. – М. : Мысль, 1978. – 86 с.
193. Минкевич И. А. Растениеводство / И. А. Минкевич. – М. : Высш. шк., 1965. – 535 с.
194. Моисеев Н. Н. Алгоритмы развития / Н. Н. Моисеев. – М. : Наука, 1987. – 304 с.
195. Морозов Г. Ф. Лес как явление географическое / Г. Ф. Морозов. – Пг. : Типо-литография «Якорь», 1915. – 21 с.

196. Морозов Г. Ф. О биогеографических основаниях лесоводства : (к вопросу о типах насаждений) / Г. Ф. Морозов. – СПб. : Тип. СПб. градоначальства, 1914. – 16 с.
197. Мукитанов Н. К. Теоретическая география, ее сущность и содержание / Н. К. Мукитанов // Вопросы географии. Теоретические аспекты географии. – М. : Мысль, 1984. – Сб. 122. – С. 11–17.
198. Мусселиус М. Острые отравления грибами / М. Мусселиус // Фельдшер и акушерка. – 1993. – С. 47–49.
199. Назаренко І. І. Грунтознавство : підручник / І. І. Назаренко, С. М. Польчина, В. А. Нікорич. – Чернівці : Книги-XXI, 2004. – 400 с.
200. Некос А. Н. Акумулятивні властивості рослин як фактор формування екологічної безпеки рослинної харчової продукції (на прикладі Харківського регіону) / А. Н. Некос // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна. – 2012. – № 1–2. – С. 100–107.
201. Некос А. Н. Використання індикаційних можливостей снігу для визначення екологічного стану території м. Харків // А. Н. Некос, О. В. Желтикова // Збірник статей III Всеукраїнської науково-практичної конференції «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України» (13–14 грудня, 2007 р., м. Запоріжжя). – Запоріжжя : ТОВ «Фінвей», 2007. – С. 170–174.
202. Некос А. Н. Вплив різних геоморфологічних і ґрунтових умов на екологічну безпеку рослинної продукції, що продукується в межах Лісостепу / А. Н. Некос // Міжвідомчий збірник «Метеорологія, кліматологія, гідрологія». – 2008. – № 50. – Т. 1. – С. 48–52.
203. Некос А. Н. Географічні проблеми екологічно чистого харчування / А. Н. Некос, В. Ю. Некос, В. М. Дудурич // Вісник ХНУ. Серія : Екологія. – № 758. – Харків : ХНУ ім. В. Н. Каразіна, 2007. – С. 30–34.
204. Некос А. Н. Геоэкологическая обстановка учебно-научного полигона «Гайдары» : учебное пособие / А. Н. Некос, В. Ю. Некос, С. Г. Ключко ; под. ред. И. Ю. Левицкого, А. О. Жемерова. – Харьков : ХГУ, 1991. – С. 119–122.
205. Некос А. Н. Дистанційні методи досліджень в екології : навчальний посібник / А. Н. Некос, Г. Г. Щукін, В. Ю. Некос. – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2007. – 372 с.



206. Некос А. Н. Дистанционные методы исследования природных объектов / А. Н. Некос, В. Ю. Некос, Г. Г. Щукин. – Санкт-Петербург : Изд-во РГГМУ, 2009. – 319 с.
207. Некос А. Н. До питання екологічної небезпеки полігонів твердих побутових відходів для компонентів геосистем (на прикладі досліджень щодо концентрацій важких металів у складових геосистем) / А. Н. Некос, Ю. В. Буц // Проблеми безперервної географічної освіти і картографії: збірник наукових праць. – Харків : ХНУ ім. В. Н. Каразіна, 2012. – Вип. 16. – С. 22–25.
208. Некос А. Н. Экологическая опасность в природно-антропогенных системах «полигоны ТБО – компоненты ландшафта – здоровье населения» / А. Н. Некос, Ю. В. Буц // Ученые записки Таврического национального университета имени В. И. Вернадского. Сер. : География. – Т. 24(63). – 2011. – № 3. – С. 28–35.
209. Некос А. Н. Экологическая оценка объектов окружающей среды и пищевых продуктов (методика проведения исследований) : учебно-методическое пособие / А. Н. Некос, А. Г. Гарбуз. – Х. : ХНУ имени В. Н. Каразина, 2012. – 102 с.
210. Некос А. Н. Аналіз сучасного стану забруднення атмосферного повітря м. Харкова / А. Н. Некос, Я. Є. Молодан // Збірник наукових праць VIII Всеукраїнських наукових Таліївських читань. – Харків, 2012. – С. 133–138
211. Некос А. Н. Екологічна безпека та трофогеографія: наукові та навчальні аспекти / А. Н. Некос // Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету імені Михайла Коцюбинського. Сер. : Географія. – Вінниця. – 2008. – Вип. 16. – С. 130–135.
212. Некос А. Н. Екологічна якість овочевої продукції, вирощеної в умовах урбосистем / А. Н. Некос, П. В. Семибратова // Збірник наукових праць VIII Всеукраїнських наукових Таліївських читань. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2012. – С. 138–144.
213. Некос А. Н. Экология и проблемы безопасности товаров народного потребления : учебное пособие / А. Н. Некос, В. М. Дудурич ; под общ. ред. В. Е. Некоса. – [изд. 2-е, перер. и допол.]. – Х. : ХНУ имени В. Н. Каразина, 2007. – 380 с.
214. Некос А. Н. Экология и проблемы безопасности товаров народного потребления : учебное пособие / А. Н. Некос, Т. А. Праченко, А. Ю. Леонов. – Харьков : ХНУ, 2001. – 284 с.

215. Некос А. Н. Екологія людини : підручник / А. Н. Некос, Л. О. Багрова, М. О. Клименко. – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2007. – 336 с.
216. Некос А. Н. Екологія та неоекологія. Українсько-російський словник-довідник : навчальний посібник / А. Н. Некос, Н. В. Борисова. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2001. – 236 с.
217. Некос А. Н. Екологія та неоекологія. Термінологічний українсько-російський словник-довідник / А. Н. Некос ; за заг. ред. В. Ю. Некоса. – [2-ге вид., доп. і перероб.]. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2008. – 384 с.
218. Некос А. Н. Загальна екологія та неоекологія : навчально-методичний посібник / А. Н. Некос ; під ред. В. Ю. Некоса. – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2006. – 69 с.
219. Некос А. Н. Загальна екологія та неоекологія. Термінологічний українсько-російсько-англійський словник-довідник / А. Н. Некос. – [3-ге вид., доп., англ.]. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2009. – 478 с.
220. Некос А. Н. Концептуальные направления развития трофогеографических исследований / А. Н. Некос // Вестник БГУ. Серия 2 : Химия, Биология, География. – 2012. – № 1. – С. 95–98.
221. Некос А. Н. Металоакумуюча здатність рослинної харчової продукції / А. Н. Некос // 2-й Міжнародний конгрес. Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : збірник матеріалів. – Львів : ЗУКЦ, 2012. – С. 29.
222. Некос А. Н. Моніторинг екологічної якості овочевої продукції широкого споживання / А. Н. Некос // Український гідрометеорологічний журнал. – № 7. – 2010. – С. 15–19.
223. Некос А. Н. Научно-практические аспекты трофогеографических исследований / А. Н. Некос // Экология – образование, наука, промышленность и здоровье : сборник докладов IV Международной научно-практической конференции. – Белгород : Узд-во БГТУ, 2011. – Ч. 1. – С. 344–346.
224. Некос А. Н. Особенности накопления тяжелых металлов в открытых почвах и огородной растительной продукции на севере Китая (район Вэйфан) / А. Н. Некос, К. Цзань // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – Харків-Кременчук-Київ : ФОП ПРЯДКО – 2007. – № 14(16). – С. 200-209.
225. Некос А. Н. Особливості накопичення важких металів у природних середовищах ( на прикладі снігового покриву) / А. Н. Некос //

- Науковий вісник ВНУ ім. Лесі Українки. – 2009. – № 10. – С. 121–125.
226. Некос А. Н. Особливості накопичення важких металів у системі «гриб-лісова підстилка-грунт» (на прикладі Дубровицького району Рівненської області) / А. Н. Некос, О. О. Рукавичка // Людина і довкілля. Проблеми неоекології. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна. – 2008. – Вип. 1–2. – С. 54–61.
  227. Некос А. Н. Особливості пилового забруднення важкими металами атмосферного повітря на території м. Харкова / А. Н. Некос, К. А. Кузнецов // Збірник наукових праць VII Всеукраїнських наукових Таліївських читань. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2011. – С. 122–128.
  228. Некос А. Н. Особливості формування екологічної якості рослинної продукції, вирощеної в умовах підвищеного антропогенного навантаження / А. Н. Некос, К. Г. Бабанська // Збірник наукових праць VII Всеукраїнських наукових Таліївських читань. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2011. – С. 83–87.
  229. Некос А. Н. Порівняльний аналіз якості ґрунтів та рослинної продукції природних зон та регіонів України / А. Н. Некос // Людина і довкілля. Проблеми неоекології. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2011. – № 3–4. – С. 105–110.
  230. Некос А. Н. Проблеми визначення фонового вмісту мікроелементів у овочах і фруктах географічних регіонів України / А. Н. Некос // Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету імені Михайла Коцюбинського. Сер. : Географія. – Вінниця, 2009. – Вип. 19. – С. 79–83.
  231. Некос А. Н. Проблеми дослідження якості рослинної продукції – теорія і практика трофогеографії / А. Н. Некос // Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Сер. : Екологія. – № 801. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2008. – С. 7–14.
  232. Некос А. Н. Проблеми екологічної безпеки продуктів харчування рослинного походження / А. Н. Некос // Людина і довкілля. Проблеми неоекологія. – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна. – 2009. – № 1(12). – С. 56–61.
  233. Некос А. Н. Проблеми забруднення ґрунтів на різних геоморфологічних рівнях (на прикладі Краснокутського району Харківської області) / А. Н. Некос, К. Г. Бабанська // Збірник тез міжвузівської наукової конференції «Екологія – шляхи гармонізації

відносин природи та суспільств», (Умань, 23–24 квітня 2009 р.). – Умань : УДАУ, 2009. – С. 16–17.

234. Некос А. Н. Регіональна зумовленість трофогеографічних закономірностей рослинної продукції широкого вжитку (закономірності екологічної якості рослинних продуктів) / А. Н. Некос // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна. Сер. : Екологія. – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2009. – № 849. – С. 65–72.
235. Некос А. Н. Регіональні особливості накопичення важких металів у картоплі / А. Н. Некос, Л. В. Баскакова, Г. В. Тітенко // Збірник наукових праць VII Всеукраїнських наукових Таліївських читань. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2011. – С. 95–100.
236. Некос А. Н. Розвиток наукових уявлень про вплив природних та антропогенних чинників на якість рослинної продукції / А. Н. Некос // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна. Сер. : Екологія. – № 893. – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2010. – С. 15–18.
237. Некос А. Н. Співставлення наявності важких металів у ґрунтах та городній рослинній продукції Лівобережної України / А. Н. Некос // Історія української географії: Всеукр. наук.-теоретичн. часопис. – Тернопіль : Підручники і посібники, 2008. – Вип. 18. – С. 71–74.
238. Некос А. Н. Спільності і відмінності у накопиченні важких металів у рослинній продукції на території країн, розташованих у різних географічних поясах / А. Н. Некос // Людина і довкілля. Проблеми неоекології. – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2009. – № 2(13). – С. 43–49.
239. Некос А. Н. Становлення трофогеографії – об'єктивна потреба розвитку конструктивної географії / А. Н. Некос // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Сер. : Географія. – Тернопіль : Вид.-во ТНПУ, 2008. – № 1. – Вип. 25. – С. 207–211.
240. Некос А. Н. Степень экологической безопасности растительной продукции в тропическом и субэкваториальном поясах / А. Н. Некос // Людина і довкілля. Проблеми неоекології. – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2010. – № 1(14). – С. 61–64.
241. Некос А. Н. Теоретические основы влияния экологически опасных продуктов питания растительного происхождения на здоровье человека / А. Н. Некос, В. В. Васильевский // Людина і довкілля. Проблеми неоекології. – Х. : ХНУ ім. В. Н. Каразіна, 2007. – Вип. 9. – С. 29–37.
242. Некос А. Н. Трофогеографія – місце у системі географічних наук / А. Н. Некос // Ученые записки Таврического национального

- университета имени В. И. Вернадского. Сер. : География. – Симферополь : Таврический национальный университет имени В. И. Вернадского, 2008. – Т. 21(60). – № 2. – С. 176–182.
243. Некос А. Н. Трофогеографія – новий напрям наукових досліджень / А. Н. Некос // Проблеми безперервної географічної освіти і картографії : зб. наук. праць. – К. : Інститут передових технологій, 2008. – Вип. 8. – С. 192–195.
244. Некос А. Н. Філософські питання формування і розвитку нового наукового напрямку в географії – трофогеографії / А. Н. Некос // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2008. – Вип. 2(18). – С. 102–110.
245. Некос А. Н. Формування екологічної якості рослинної продукції в умовах пресингу швидкісної автомагістралі / А. Н. Некос, О. К. Кравченко // Причерноморський екологічний бюлетень. – 2009. – № 1(31). – С. 174–181.
246. Некос В. Ю. Вступ до фаху / В. Ю. Некос, А. Н. Некос. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2009. – 209 с.
247. Некос В. Ю. Загальна екологія та неоекологія : підруч. [для студ. екол. спец. вищ. навч. закл.] / В. Ю. Некос, А. Н. Некос, Т. А. Сафранов. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2011. – 587 с.
248. Некос В. Ю. Регіональні географічні закономірності формування якості рослинної продукції в межах Середньо-Руської лісостепової та Лівобережно-Дніпровської північно-степової фізико-географічної провінцій / В. Ю. Некос, В. М. Дудурич // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна. Сер. : Екологія. – 2006. – № 722. – С. 48–54.
249. Некос В. Ю. Шляхи надходження важких металів до рослин / В. Ю. Некос, Є. Ю. Гладкіх // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – Харків-Київ-Кременчук, 2007. – Вип. 14(16). – С. 63–76.
250. Неструев С. С. Генезис и география почв / С. С. Неструев [с послесл. И. П. Герасимова]. – М. : Наука, 1977. – 328 с.
251. Никифорова Т. Е. Безопасность продовольственного сырья и продуктов питания / Т. Е. Никифорова. – Иваново : ГОУ. ВПО Ивановский госуд. технолог. у-т., 2007. – 132 с.
252. Обґрунтування показників для оцінки економічної системи Рівненської області в умовах стійкого розвитку / М. О. Клименко, М. О. Прищепа, А. М. Прищепа, Л. В. Клименко // Державний агроєкологічний університет : зб. мат. IV міжнар. наук.-практ. конф. – Т. 1. – Житомир, 2008. – С. 6–9.

253. Орлов Д. С. Микроэлементы в почвах и живых организмах / Д. С. Орлов // Соросовский образоват. журн. – 1998. – № 1. – С. 61–68.
254. Орлова И. В. Многомерный статистический анализ в экономических задачах: компьютерное моделирование в SPSS / И. В. Орлова, Н. А. Концевая, В. Турундаевский. – М. : Вузовский учеб., 2009. – 320 с.
255. Основи експертизи продовольчих товарів : навч. посіб. [для студ. вищ. навч. закл.] / В. Д. Малигіна, Л. Д. Титаренко, Л. В. Породіна та ін. – К. : Кондор, 2009. – 296 с.
256. Основи законодавства України про охорону здоров'я: закон України від 19.11.1992 р. № 2801-XII // Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1993. – № 4. – Ст. 19.
257. Основы конструктивной географии / И. П. Герасимов и др. ; под ред. И. П. Герасимова, В. С. Преображенского. – М. : Просвещение, 1986. – 287 с.
258. Охорона водних, ґрунтових та рослинних ресурсів від забруднення важкими металами в умовах зрошення : ВНД 33-5-06-99. – К., 1999. – 26 с.
259. Охрана природы. Атмосфера. Правила контроля качества воздуха населенных пунктов : ГОСТ 17.2.3.01-86 (СТ СЭВ 1925-79). – [Действует с 01.01.1987]. – М., Стандартинформ, 2008. – 4 с.
260. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и атмосферных осадков : ГОСТ 17.1.5.05-85. – [Действует с 01.07.1986]. – М. : Изд-во стандартов, 1986. – 10 с.
261. Охрана природы. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнений : ГОСТ 17.4.1.02-83. – [Действует с 01.01.1985]. – М., Стандартинформ, 2008. – 4 с.
262. Охрана природы. Почвы. Метод отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа : ГОСТ 17.4.4.02-84. – [Действует с 01.01.1986]. – М. : Изд-во стандартов, 1984. – 7 с.
263. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб : ГОСТ 17.4.3.01-83 (СТ СЭВ 3847-82). – [Действует с 01.07.1984]. – М. : Изд-во стандартов, 1984. – 3 с.
264. Оцінка техногенного впливу на геологічне середовище : підручник / [Т. А. Сафранов, О. В. Чепіжко, Є. Г. Коніков та ін.] ; за ред. Т. А. Сафранова. – Одеса : Екологія, 2012. – 272 с.

- 265.Параняк Р. П. Шляхи надходження важких металів в довкілля та їх вплив на живі організми / Р. П. Параняк, Л. П. Васильцева, Х. І. Макух // Біологія тварин. – 2007. – Т. 9. – № 1–2. – С. 83–89.
- 266.Пархоменко Н. А. Агроэкологическая оценка действия тяжелых металлов в системе почва-растение : дис. ... канд. с.-х. наук, спец. : 06.01.04. – Омск, 2004. – 237 с.
- 267.Пастухова Н. Л. Детоксикация тяжелых металлов у растений [Электронный ресурс] / Н. Л. Пастухова. – Режим доступа : [http://www.nbuu.gov.ua/portal/Chem\\_Biol/peop/2008/218-226.pdf](http://www.nbuu.gov.ua/portal/Chem_Biol/peop/2008/218-226.pdf)
- 268.Патент на корисну модель № 76203. Спосіб прогнозування підвищених концентрацій важких металів у рослинних продуктах харчування / А. Н. Некос, О. В. Висоцька, А. П. Порван ; заявник та патентовласник Харківський національний ун-т радіоелектроніки. – № U2012 07360 ; заявл. 18.06.2012; опубл. 25.12.2012, Бюл. № 24. – 15 с.
- 269.Патент 2321247 Российская Федерация, МПК A01G7/00 (2006.01), G01N33/24 (2006.01). Способ прогнозирования накопления свинца в озимой пшенице / С. В. Лукин, П. Г. Акулов; заявитель и патентообладатель Белгородская государственная сельскохозяйственная академия. – № 2006121417/12 ; заявл.16.06.2006 ; опубл. 10.04.2008, Бюл. № 10. – 4с.
- 270.Патент 2346271 Российская Федерация, МПК G01N 33/02 (2006.01). Способ прогнозирования накопления свинца в картофеле / С. В. Лукин, П. Г. Акулов; заявитель и патентообладатель Федеральное государственное образовательное учреждение высшего профессионального образования «Белгородская государственная сельскохозяйственная академия». – № 2006121415/13 ; заявл. 16.06.2006; опубл. 10.02.2009, Бюл. № 4. – 3 с.
- 271.Пащенко В. М. Теоретические проблемы ландшафтоведения / В. М. Пащенко. – К. : Наук. думка, 1993. – 284 с.
- 272.Перелік основних нормативних документів у галузі ґрунтознавства, агрохімії та охорони ґрунтів (актуалізований станом на 27.04.2009) / уклад. : С. А. Балюк, М. Є. Лазебна. – Х., 2009. – 37 с.
- 273.Перельман А. И. Геохимия / А. И. Перельман. – М. : Высш. шк., 1989. – 423 с.
- 274.Перельман А. И. Геохимия ландшафта : учебник / А. И. Перельман, Н. С. Касимов. – М. : Московский госуд. ун-тет, 1999. – 610 с.
- 275.Пересадько В. А. Картографічне забезпечення екологічних досліджень і охорони природи : монографія / В. А. Пересадько. – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2009. – 242 с.

- 276.Пинский Д. Л. Тяжёлые металлы в окружающей среде / Д. Л. Пинский, В. Н. Орешкин // Экспериментальная экология. – М. : Наука, 1991. – С. 201–213.
- 277.Позаченюк Е. А. Конструктивная направленность современной географии / Е. А. Позаченюк // Стан і перспектива розвитку конструктивної географії. – Львів : Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2010. – С. 147–160
- 278.Позаченюк Е. А. Современные ландшафты Крыма и сопредельных акваторий / Научн. ред. Е. А. Позаченюк. – Симферополь : Бизнес-Информ, 2009. – 668 с.
- 279.Покровская С. Ф. Регулирование поведения свинца и кадмия в системе почва – растение / С. Ф. Покровская. – М. : Наука, 1995. – 51 с.
- 280.Полынов Б. Б. Учение о ландшафтах : избранные труды / Б. Б. Полынов. – М. : Изд-во АН СССР, 1956. – 751 с.
- 281.Прищепа А. М. Методичні рекомендації з розрахунку індексу соціо-економіко-екологічного розвитку району // А. М. Прищепа, Л. В. Клименко. – Рівне, 2009. – 32 с.
- 282.Про безпечність та якість харчових продуктів : закон України від 23.12.1997 р. № 771/97-ВР // Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1998. – № 19. – Ст. 98.
- 283.Про державну систему біобезпеки при створенні, випробуванні, транспортуванні та використанні генетично модифікованих організмів : закон України від 31.05.2007 № 1103-V // Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2007. – № 35. – Ст. 484.
- 284.Про Загальнодержавну цільову економічну програму проведення моніторингу залишків ветеринарних препаратів та забруднюючих речовин у живих тваринах, продуктах тваринного походження і кормах, а також у харчових продуктах, підконтрольних ветеринарній службі, на 2010–2015 роки : закон України від 04.06.2009 р. № 1446-VI // Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2009. – № 42. – Ст. 636.
- 285.Про затвердження Переліку харчових продуктів, щодо яких здійснюється контроль вмісту генетично модифікованих організмів : наказ МОЗ України від 09.11.2010 р. № 971. [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z1248-10>
- 286.Про захист прав споживачів: закон України від 12.05.1991 р. № 1023-XII // Відомості Верховної Ради УРСР (ВВР). – 1991. – № 30. – Ст. 379.



287. Про органічне виробництво : проект закону України від 19.07.2010 № 7003. [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon2.rada.gov.ua>
288. Про основи національної безпеки України : закон України від 19.06.2003 р. № 964-IV [Електронний ресурс] // Відомості Верховної Ради України (ВВР). – 2003. – Режим доступу : <http://www.rada.gov.ua>
289. Про охорону навколишнього природного середовища : закон України від 25.06.1991 р. № 1264-XII // Відомості Верховної Ради України (ВВР). – 1991. – № 41. – Ст. 546.
290. Предельно допустимые концентрации тяжелых металлов в пищевых продуктах : СанПиН 42-123-4089-86. – [Действует с 01.02.1986]. – М. : Изд-во стандартов, 1986.
291. Предельно допустимые концентрации химических веществ в почве : СанПиН 3210-85. – [Действует с 01.03.1985]. – М. : Изд-во стандартов, 1985.
292. Природа і ми. Екологічна експертиза : право і практика. – К., 1992.
293. Прокачева В. Г. Снежный покров в сфере влияния города / В. Г. Прокачева, В. Ф. Усачев. – Л. : Гидрометеиздат, 1989. – 198 с.
294. Протасова Н. А. Микроэлементы: биологическая роль, распределение в почвах, влияние на распространение заболеваний человека и животных / Н. А. Протасова // Соросовский образоват. журн. – 1998. – № 12. – С. 32–37.
295. Прохорова Н. В. Экологические принципы биогеохимического анализа ландшафтов лесостепного и степного Поволжья : дис. ... д-ра биол. наук, спец. : 03.00.16 / Н. В. Прохорова. – Самара, 2005. – 36 с.
296. Прохорова Н. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях в условиях техногенеза / Н. В. Прохорова, Н. М. Матвеев // Вестник СамГУ. – 1996. – Спец. выпуск. – С. 125–147.
297. Разработать рекомендации по охране почвенных, растительных и водных ресурсов СССР в условиях интенсификации сельскохозяйственного производства и техногенного загрязнения // научный отчет ИПА. – Х., 1990. – 86 с.
298. Разработка базы данных ИС определения влияния природных и антропогенных факторов на растительные продукты питания / А. Н. Некос, Е. В. Высоцкая, И. Ю. Панферова и др. // Восточно-Европейский журнал передовых технологий . – 2012. – № 3/2(57). – С. 4–10.

299. Рассел Э. Почвенные условия и рост растений / Э. Рассел. – М. : Изд-во иностр. л-ры, 1955. – 624 с.
300. Регіональна економіка та природокористування : навч. посібник / А. П. Голюков, О. Г. Дейнека, Л. О. Позднякова, П. О. Черномаз ; за ред. А. П. Голюкова. – К. : Центр учбової літератури, 2009. – 352 с.
301. Регламент Комиссии (ЕС) №1881/2006 от 19 декабря 2006 года, устанавливающий максимальные уровни для некоторых контаминантов в пищевых продуктах // Официальный журнал Европейского союза (L364/5-L364/24). – 29 с.
302. Реймерс Н. Ф. Природопользование : Словарь-справочник / Н. Ф. Реймерс. – М. : Мысль, 1990. – 637 с.
303. Ринькис Г. Я. Оптимизация минерального питания растений / Г. Я. Ринькис. – Рига : Зинатне, 1972. – 356 с.
304. Рихтер Г. Д. Снежный покров, его формирование и свойства / Г. Д. Рихтер. – М.-Л. : Изд-во АН СССР, 1945. – 68 с.
305. Розов М. А. Проблемы эмпирического анализа научных знаний / М. А. Розов. – Новосибирск, 1977.
306. Рудько Г. І. Екологічна безпека техноприродних геосистем (наукові і методичні основи) / Г. І. Рудько, С. В. Гошовський. – К. : ЗАТ «Нічлава», 2006. – 464 с.
307. Руководство по контролю загрязнения атмосферы : РД 52.04.186-89. – М. : Министерство здравоохранения СССР, 1991.
308. Руснак П. П. Продовольча безпека України та її сталий розвиток / П. П. Руснак // Науковий вісник Нац. ун-ту біоресурсів і природокористування України / ред. Д. О. Мельничук. – К. : НУБПУ, 2009. – Вип. 142. – Ч. 2. – С. 178–182.
309. Саблук П. Т. Продовольча безпека України / П. Т. Саблук, О. Г. Білорус, В. І. Власов // Економіка АПК. – 2009. – № 10. – С. 3–7.
310. Савицкене Н. Содержание тяжелых металлов в лекарственных растениях из разных придорожных зон в Литве / [Н. Савицкене, Я. А. Вайчюнене, А. А. Пясецкене и др.] // Раст. ресурсы. – 1993. – Т. 29. – Вып. 4. – С. 23–30.
311. Салій І. Українські міста: питання власності і муніципального управління / І. Салій. – К., 2001. – 416 с.
312. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения : СанПиН № 4630-88. – [Действует с 01.01.1989]. – М. : Минздрав СССР, 1988. – 59 с.
313. Самохвалова В. Л. Техногенное загрязнение почв Украины: миграция, транслокация тяжелых металлов и методы их

- детоксикации / В. Л. Самохвалова, А. И. Фатеев // *Assessment of the Quality of Contaminated Soils and Sites in Central and Eastern Europe Countries (CEEC) and New Independent State (NIS)*. – Sofia, 2002. – P. 46–51.
314. Саушкин Г. Ю. История и методология географической науки. Курс лекций / Г. Ю. Саушкин. – М. : МГУ, 1976. – 424 с.
315. Сырье и продукты пищевые. Атомно-абсорбционный метод определения токсичных элементов : ГОСТ 30178–96. – [Действует с 01.07.1998]. – Минск : Межгосударственный совет по стандартизации, метрологии и сертификации, 1997. – 13 с.
316. Сырье и продукты пищевые. Подготовка проб. Минерализация для определения содержания токсичных элементов : ГОСТ 26929–94. – [Действует с 01.07.1996]. – К. : Госстандарт Украины, 1997. – 20 с.
317. Сырье лекарственное растительное. Правила приемки и методы отбора проб : ГОСТ 24027.0-80. – [Действует с 01.01.1981]. – М., 1980. – 5 с.
318. Сычова Л. С. Современные процессы формирования наук. Опыт эмпирического исследования / Л. С. Сычова. – Новосибирск : Наука, 1984. – 160 с.
319. Скальный А. В. Химические элементы в физиологии и экологии человека / А. В. Скальный. – М. : Издательский дом «ОНИКС 21 век»: Мир, 2004. – 216 с. : ил.
320. Словник з екології: українсько-російський-англійський-німецький-французький : посіб. для студентів педагогічних вузів / О. М. Микитюк, О. З. Злотін. – Х. : ХДПУ, 1995. – 668 с.
321. Смоляр В. І. Фізіологія та гігієна харчування / В. І. Смоляр. – К. : Здоров'я, 2000. – 232 с.
322. Солнцев Н. А. Учение о ландшафте: Избранные труды / Н. А. Солнцев. – М. : Изд-во МГУ, 2001. – 383 с. : ил.
323. Сукачев В. Н. Биogeоценология и фитоценология / В. Н. Сукачев // Докл. АН СССР, 1945. – Т. 47. – № 6. – С. 447–449.
324. Сукачев В. Н. О соотношении понятий «географический ландшафт» и «биогеоценоз» / В. Н. Сукачев // Вопросы географии. – М. : Географгиз, 1949. – Вып. 16. – С. 45–60.
325. Таганов Д. SPSS: статистический анализ в маркетинговых исследованиях / Д. Таганов. – СПб. : Питер, 2005. – 192 с.
326. Тихомирова Л. В. Юридическая энциклопедия / Л. В. Тихомирова, М. Ю. Тихомиров ; под ред. М. Ю. Тихомирова. – М. : Юринформцентр, 1997. – 526 с.

327. Трофогеографія: сучасні дослідження та перспективи розвитку (результати дисперсійного аналізу впливу природних факторів на хімічний склад рослинної продукції) / А. Н. Некос, О. В. Висоцька, А. П. Порван, П. В. Семибратова // Науковий вісник Чернівецького університету. Збірник наукових праць. Сер. : Географія. – 2012. – Вип. № 614–615. – С. 90–92.
328. Тунакова Ю. А. Элементный состав биосред как интегральный показатель опасности полиметаллического загрязнения компонентов окружающей среды урбанизированных территорий и рекомендации по минимизации опасности (на примере г. Казани) : автореф. дис. ... д-ра хим. наук / Ю. А. Тунакова. – 2006. – 38 с.
329. Убугунов В. Л. Тяжелые металлы в садово-огородных почвах и растениях г. Улан-Удэ / В. Л. Убугунов, В. К. Кашин. – Улан-Удэ : Изд-во БНЦ СО РАН, 2004. – 128 с.
330. Удосконалена схема фізико-географічного районування України / О. М. Маринич, В. М. Пархоменко, В. М. Пащенко та ін. // Український географічний журнал. – 2003. – № 1. – С. 16–20.
331. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 1. Методы химического анализа вод : СЭВ. – М. : Изд-во СЭВ, 1987. – 1244 с.
332. Устойчивость растений к тяжелым металлам / А. Ф. Титов, В. В. Таланова, Н. М. Казнина, Г. Ф. Лайдинен ; [отв. ред. Н. Н. Немова]. – Институт биологии КарНЦ РАН, Петрозаводск : Карельский научный центр РАН, 2007. – 172 с.
333. Фатеев А. И. Основы применения микроудобрений / А. И. Фатеев, М. А. Захарова. – Х. : ННЦ «Институт почвоведения и агрохимии им. А. Н. Соколовского», 2005. – 134 с.
334. Ферсман А. Е. Геохимия / А. Е. Ферсман. – М. : Изд. ОНТИ, 1933. – 328 с., 2 л. табл. : ил., табл.
335. Фетт В. Атмосферная пыль / В. Фетт. – М. : Изд-во иностр. л-ры, 1961. – 336 с.
336. Философский энциклопедический словарь : Более 3500 статей, раскрывающих содержание понятий всех областей философии: гносеологии, метафизики, психологии, этики, эстетики, философии права, истории и культуры и др. / ред.-сост. Е. Ф. Губский, Г. В. Кораблева, В. А. Лутченко. – М. : ИНФРА-М, 2003. – 576 с. – (Библиотека словарей «ИНФРА-М»).
337. Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України / за ред. д. с.-г. н. А. І. Фатєєва і к. с. –г. н. Я. В. Пащенко. – Х. : ННЦ ІГА, 2003. – 120 с.

338. Фрукти та овочі свіжі. Відбирання проб : ДСТУ ISO 874-2002 (ISO 874:1980, IDT). – [Чинний від 01.07.2003]. – К. : Держспоживстандарт України, 2003. – 14 с.
339. Харвей Д. Научное объяснение в географии / Д. Харвей. – М. : Прогресс, 1974. – 501 с.
340. Харчування людини / Т. М. Димань, М. М. Барановський, М. С. Ківа та ін. ; за ред. Т. М. Димань. – Біла Церква, 2005. – 300 с.
341. Химический состав пищевых продуктов. Кн 2 : Справочные таблицы содержания аминокислот, жирных кислот, витаминов, макро- и микроэлементов, органических кислот и углеводов / под ред. проф. И. М. Скурихина и проф. М. Н. Волгарева. – 2-е изд., перераб. и доп. – М. : Агропромиздат, 1987. – 360 с.
342. Химическое загрязнение почв и их охрана : Словарь-справочник / Д. С. Орлов, М. С. Малинина, Г. В. Мотузова. – М. : Агропромиздат, 1991. – 303 с.
343. Ходан Г. Еколого-геохімічна оцінка дорожніх геосистем Чернівецької області / Г. Ходан // Науковий вісник Чернівецького університету : збірник наукових праць. Сер. : Географія. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2012. – Вип. 614–615 – С. 111–115.
344. Черінько П. М. Екологічна безпека як невід'ємна складова сталого розвитку: суспільно-географічний аспект / П. М. Черінько, О. Л. Дронова // Сталий розвиток та екологічна безпека суспільства в економічних трансформаціях // Матеріали Третьої Всеукраїнської наук.-практ. конф., м. Бахчисарай, 15–16 вересня 2011 р. / НДІ сталого розвитку та природокористування ; ДУ «Інститут економіки природокористування та сталого розвитку НАН України» ; Кримський економічний інститут ДВНЗ «КНЕУ ім. Вадима Гетьмана». – Сімферополь : Фенікс, 2011. – С. 295–299.
345. Чиркова Т. В. Физиологические основы устойчивости растений / Т. В. Чиркова. – СПб. : Изд-во СПб ун-та, 2002. – 244 с.
346. Чорний І. Б. Географія ґрунтів з основами ґрунтознавства: навч. посібн. / І. Б. Чорний. – К. : Вища школа, 1995. – 240 с.
347. Шапар А. Г. Сучасні масштабні екологічні проблеми в контексті сталого розвитку / А. Г. Шапар // Екологія і природокористування : зб. наук. праць Інституту проблем природокористування та екології НАН України – Київ, 2009. – Вип. 12. – С. 6–9.
348. Швырев В. С. Теоретическое и эмпирическое в научном познании / В. С. Швырев. – М. : Наука, 1978. – 382 с.

349. Шевченко В. О. Загальна медична географія світу / В. О. Шевченко, В. М. Гуцуляк, Г. Л. Нечипоренко ; за ред. В. О. Шевченка. – К. : КНУ ім. Тараса Шевченка, 1998. – 178 с.
350. Шищенко П. Г. Принципы и методы ландшафтного анализа в региональном проектировании : монография / П. Г. Шищенко. – К. : Фитосоциоцентр, 1999. – 284 с.
351. Шмандій В. М. Екологічна безпека – одна з основних складових Національної безпеки держави / В. М. Шмандій, О. В. Шмандій // Екологічна безпека. – 2008. – Вип. 1. – С. 5–9.
352. Шмандій В. М. Екологічна безпека : підручник для [студ. екол. спец. вищ. навч. закл.] / В. М. Шмандій, В. Ю. Некос. – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2009. – 364 с.
353. Шмандий В. М. Управление техногенной безопасностью урбосистемы на стадии образования и поступления отходов в ОС / В. М. Шмандий. – Х. : ХПИ, 2001. – 152 с.
354. Якість води для зрошення. Екологічні критерії : ВНД 33-5.5-02-97. – Харків, 1998. – 15 с.
355. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії : ДСТУ 2730-94. – [Чинний від 01.01.1995]. – К. : Держстандарт України, 1995. – 14 с.
356. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук заліза в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770.4:2007. – [Чинний від 01.01.2009]. – К. : Держспоживстандарт України, 2007. – 15 с.
357. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук кадмію в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770.3:2007. – [Чинний від 01.01.2009]. – К. : Держспоживстандарт України, 2007. – 14 с.
358. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук кобальту в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770.5:2007. – Зі скасуванням ОСТ 10149-88. – [Чинний від 01.01.2009]. – К. : Держспоживстандарт України, 2007. – 15 с.
359. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук марганцю в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770.1:2007. – Зі скасуванням ОСТ 10148-88. – [Чинний від 01.01.2009]. – К. : Держспоживстандарт України, 2007. – 14 с.
360. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук міді в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-

- абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770.6:2007. – Зі скасуванням ОСТ 10149-88. – [Чинний від 01.01.2009]. – К. : Держспоживстандарт України, 2007. – 14 с.
361. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук нікелю в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770.7:2007. – [Чинний від 01.01.2009]. – К. : Держспоживстандарт України, 2007. – 15 с.
362. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук свинцю в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770.9:2007. – [Чинний від 01.01.2009]. – К. : Держспоживстандарт України, 2007. – 15 с.
363. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук цинку в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770.2:2007. – Зі скасуванням ОСТ 10147-88. – [Чинний від 01.01.2009]. – К. : Держспоживстандарт України, 2007. – 14 с.
364. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук хрому в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770.8:2007. – [Чинний від 01.01.2009]. – К. : Держспоживстандарт України, 2007. – 15 с.
365. Якість ґрунту. Відбирання проб : ДСТУ 4287: 2004. – Зі скасуванням в Україні ГОСТ 28168-89. – [Чинний від 01.07.2005]. – К. : Держспоживстандарт України, 2005. – 4 с.
366. Яцик А. В. Екологічна безпека в Україні / А. В. Яцик. – К. : Генеза, 2001. – 216 с.
367. Angelova V. Study accumulation of heavy metals by plants in field condition / Angelova V., Ivanova R. and Ivanov Kr. // *Geophysical Research Abstracts*. – 2005. – Vol. 7. – 03931, SRef-ID: 1607-7962/gra/EGU05-A-03931.
368. Antonio G. T. Biochemical changes in the kidneys after perinatal intoxication with lead and/or cadmium and their antagonistic effects when coadministered / Antonio G. T., Corredor L. // *Ecotoxicol Environ Saf.* – 2004. – № 57(2). – P. 184–189.
369. Assessing zinc thresholds for phytotoxicity and potential dietary toxicity in selected vegetable crops / Long X. X., Yang X. E., Ni W. Z. et al. // *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* – 2003. – 34. – P. 1421–1434.
370. Assessment of Peppers and Soils for Some Heavy Metals from Irrigated Farmlands on the Bank of River Challawa, Northern Nigeria / Awode U. A., A. Uzairu, M. L. Balarabe et al. // *Pakistan Journal of Nutrition.* – 2008. – № 7(2). – P. 244–248.

371. Background values of heavy metals in garden soil and vegetables in Chengdu plain[J] / Fu Sh. Q., Su Y. K. et al. // *Southwest China Journal of Agricultural Sciences*. – 1992. – № 5(1). – P. 34–40.
372. Bajescu J., Chiriac A. Some aspects of the distribution of copper, cobalt, zinc and nickel in soils of the Dobrudja, *Anal. Inst. Cent. Cere. Agric*, 30A. – 1962. – 79 p.
373. Basta N. T. Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: II. Effect of pH / N. T. Basta, M. A. Tabatabai // *Soil Science*. – 1992. – № 153(3). – P. 195–204.
374. Benes S. The occurrence and migration of copper in soils from different parent rocks / S. Benes // *Polnohospodarstvo*. – 1964. – № 10. – 837 s.
375. Bowen J. E. Absorption of Copper, Zinc, and Manganese by Sugarcane Leaf Tissue / J. E. Bowen // *Plant Physiol*. – 1969. – № 44(2). – P. 255–261.
376. Cadmium in food chain and health effects in sensitive population groups / Oskarsson A., Widell A., Olsson I. M., Grawe K. P. // *Biomaterials*. – 2004. – № 17(5). – P. 531.
377. Cataldo D. A. Nickel in plants / D. A. Cataldo, T. R. Garland, R. E. Wildung // *Plant Physiol*. – 1978. – № 62. – V. I. – P. 563; V. II. – P. 566.
378. Chaney R. L. Crop and food chain effects of toxic elements in sludges and effluents, in: *Proc. 1st Conf. on Recycling Municipal Sludges and Effluents, on Land* / R. L. Chaney ; National Association State University and Land Grant Colleges. – Washington, D.C., 1973. – 120 p.
379. Conesa H. M. Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena-La Unión mining district (SE Spain) / H. M. Conesa, A. Faz, R. Arnaldos // *Sci Total Environ*. – 2006. – V. 31, № 366(1) – P. 1–11.
380. Deng H. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China / H. Deng, Z. H. Ye, M. H. Wong // *Environmental Pollution*. – 2004. – № 132. – P. 29–40.
381. Determination of the content of hazardous heavy metals on *Larrea tridentata* grown around a contaminated area / J. L. Gardea-Torresdey, L. Polette, S. Arteaga // *Proceedings of the Eleventh Annual EPA Conf. On Hazardous Waste Research* / edited by L. R. Erickson, D. L. Tillison, S. C. Grant and J. P. McDonald. – Albuquerque, NM, 1996. – P. 660.
382. Direct and secondary effect of liming and organic fertilization on cadmium content in soil and in vegetables. / A. Zaniewicz-Bajkowska,



- R. Rosa, J. Franczuk, E. Kosterna // Plant, Soil and Environment. – 2007. – № 53. – P. 473–481.
383. Donchev I. Molybdenum in soils of Bulgaria, / I. Donchev, S. Mirchev ; Izv. Centr. Nauch. Inst. Pozvozn. Agrotekh. «Nikola Pushkarov». – 1961. – V. 1, № 5.
384. Dowdy R. H. Does sludge cause a buildup of tracemetals? / R. H. Dowdy // American Nurseryman. – 1983. – Vol. 158, № 6. – P. 66–68.
385. Ducic T. Transport and detoxification of manganese and copper in plants / T. Ducic, A. Polle // Braz. J. Plant Physiol. – Vol. 17, № 1. – 2005.
386. Duffus J. H. «Heavy metals» – a meaningless term? (IUPAC Technical Report) / J. H. Duffus // Pure Appl. Chem. – 2002. – Vol. 74, № 5. – P. 793–807.
387. Dynamics of zinc and manganese movement in developing wheat grains / J. N. Pearson, Z. Rengel, C. F. Jenner, R. D. Graham // Functional Plant Biology. – 1998. – Vol. 25, № 2. – P. 139–144.
388. Farooq M. Appraisal of heavy metal contents in different vegetables grown in the vicinity of an industrial area. / M. Farooq, F. Awar, U. Rashid // Pak. J. Biol. – 2008. – № 40(5). – P. 2099–2106.
389. GB 2762-2005 Maximum Levels of Contaminants in Foods [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://gain.fas.usda.gov>
390. Glavac V. Seasonal variation and axial distribution of cadmium concentrations in trunk xylem sap of beech trees (*Fagus sylvatica* L.) / V. Glavac, H. Koenies, U. Ebben // Angew. Bot. – 1990. – V. 64. – P. 357–364.
391. Godbold D. L. Cadmium uptake in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seedlings / D. L. Godbold // Tree Physiol. – 1991. – № 9. – P. 349–357.
392. Godbold D. L. Use of root elongation studies to determine aluminum and lead toxicity in *Picea abies* seedlings / Godbold D. L., Knetter C. // J. Plant Physiol. – 1991. – V. 138. – P. 231–235.
393. Godzic B. Heavy metals content in plants from zinc dumps and reference areas / B. Godzic // Polish. Bot. Stud. – 1993. – V. 5. – P. 113–132.
394. Gregory R. P. G. Heavy metal tolerance in populations of *Agrostis tenuis* Sibth. and other grasses / R. P. G. Gregory, A. D. Bradshaw // New Phytol. – 1965. – V. 64, № 131.
395. Harris N. S. Remobilization of cadmium in maturing shoots of near isogenic lines of durum wheat that differ in grains cadmium

- accumulation / Harris N. S., Taylor G. J. // *J. Exp. Bot.* – 2001. – V. 52, № 360. – P. 1473–1481.
396. Heavy metal contamination of water, soil and produce within riverine communities of the Rio Pilcomayo basin, Bolivia / J. R. Miller, K. A. Hudson-Edwards, P. J. Lechler et al. // *The Science of the Total Environment.* – 2003. – № 320. – P. 189–209.
397. Hea Z. L. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment / Z. L. Hea, X. E. Yanga, P. J. Stoffellab // *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology.* – 2005. – № 19. – P. 125–140.
398. Hydrogen peroxide generated by copper amine oxidase is involved in abscisic acid-induced stomatal closure in *Vicia faba* / A. Zhenfeng, J. Wen, L. Youliang, Z. Wenhua // *Journal of Experimental Botany.* – 2008. – Vol. 59, № 4. – P. 815–825.
399. Hyperaccumulation, complexation and distribution of nickel in *Sebertia acuminata* / S. Sagner, R. Kneer, G. Wanner et al. // *Phytochemistry Oxford.* – 1998. – Vol. 847, № 3. – P. 339–347.
400. Itanna F. Metals in leafy vegetables grown in Addis Ababa and toxicological implications // *Ethiopian. J. Health Dev.* – 2002. – № 6. – P. 295–302.
401. Jafarzadeh N. Assessment the wastewater use effects in Shiraz on heavy metals concentration on soil and plants. Proceeding of 6th Water and Soil Conference. (In Persian) / N. Jafarzadeh. – 1997.
402. Jassir M. S. Deposition of heavy metals on green leafy vegetables sold on road side of Riyadh city / M. S. Jassir, A. Shaker, M. A. Khaliq. – Saudi Arabia : *Bull. Environ. Contam Toxicol*, 2005. – № 75. – P. 1020–1027.
403. Jonasson I. R. Mercury in the natural environment: a review of recent work / I. R. Jonasson // *Geol. Surv. Can.* – 1970. – № 70/57.
404. Kabata-Pendias A. Soil–plant transfer of trace elements – an environmental issue / A. Kabata-Pendias // *Geoderma.* – 2004. – № 122. – P. 143–149.
405. Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants. 4th Edition. / A. Kabata-Pendias. – Boca Raton, FL : Crc Press, 2010. – 548 c.
406. Kahlle H. Response of roots of trees to heavy metals / H. Kahlle // *Environmental and Experimental Botany.* – 1993. – № 33(1). – P. 99–119.
407. Kannan S. Mechanisms of foliar uptake of plant nutrients: accomplishments and prospects / S. Kannan // *J. Plant Nutr.* – 1980. – V. 2, № 6. – P. 717–735.

408. Kuboi T. Family-depended cadmium accumulation characteristic in higher plants. / T. Kuboi, A. Noguchi, J. Yazaki // *Plant and Soil*. – 1986. – № 92. – P. 405–415.
409. Lacatusu R. Soil-plant-man relationships in heavy metal polluted areas in Romania [J] / R. Lacatusu, C. Rauta, S. Carstea // *Appl Geochem*. – 1996. – № 11. – P. 105–107.
410. Lagerwerff J. V. Heavy metal contamination of soils / J. V. Lagerwerff // *Agriculture and the Quality of Our Environment*. – 1967. – P. 343–364.
411. Lang M. L. Advances in research of mechanisms of heavy metal hyperaccumulation in plants[J] / M. L. Lang, Y. X. Zhang, T. Y. Chait // *Acta Bot. Boreal. – Occident. Sin.*, 2003. – № 23(11). – P. 2021–2030.
412. Lextnond Th. M. On the methylation of inorganic mercury and the decomposition of organomercury compounds – a review / Th. M. Lextnond, F. A. M. de Haan, M. J. Frissel // *Neth. Agric. Sci.* – 1976. – V. 24, № 79.
413. Lead concentration and allocation in vegetable crops grown in a soil contaminated by battery residues / F. S. Lima, C. W. A. Nascimento, F. B. V. Silva et al. // *Horticultura Brasileira*. – 2009. – Vol. 27, № 3. – P. 362–365.
414. Lune P. van. Cadmium uptake by crops from the subsoil / Lune P. van and K. B. Zwart // *Plant Soil*. – 1997. – № 189. – P. 231–237.
415. Maas E. V. Absorption of Magnesium and Chloride by Excised Corn Root / E. V. Maas, G. Ogata // *Plant Physiol*. – 1971. – Vol. 47(3). – P. 357–360.
416. Market basket survey for chromium, copper, lead and cadmium in some vegetables from different shopping malls in Kolkata, India / D. Banerjee, P. Kuila, A. Ganguly, L. Ray. // *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*. – 2010. – № 9(7). – P. 1190–1195.
417. McKenzie R. M. Trace elements in some South Australian terra rossa and rendzina soils / R. M. McKenzie // *Aust. J. Agric. Res.* – 1959. – V. 10, № 52.
418. Mei H. Summarization of heavy metal pollution in some soils for vegetable cultivation in urban areas[J] / Mei H. // *Geological Science and Technology Information*. – 2004. – № 23(1). – P. 89–93.
419. Mihul Studies concerning the influence of inorganic pollutants on the quality of agricultural soils / C. Oprea, O. D. Maslov, M. V. Gustova et al. // *Dubna, Russia, May 27–30, 17th International Seminar on Interaction of Neutrons with Nuclei: "Fundamental Interactions & Neutrons, Nuclear Structure, Ultracold Neutrons, Related Topics"*. – 2009.

420. Mitchell R. L. Trace elements in some constituent species of moorland grazing / R. L. Mitchell // J. Br. Grass. Soc. – 1954. – V. 9, № 301.
421. Morel J. L. Measurement of  $Pb^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$  and  $Cd^{2+}$  binding with mucilage exudates from maize (*Zea mays* L.) roots / J. L. Morel, M. Mench, A. Guckert // Biol. Fertil. Soils. – 1986. – V. 2. – P. 29–34.
422. Mostashari M. Investigation of Qazvin soils and plants pollution with heavy metals during irrigation with waste water / M. Mostashari // Proceeding of 7th Water and Soil Conference. (In Persian). – 2002.
423. Nampoothiri L. P. Simultaneous effect of lead and cadmium on granulosa cells: a cellular model for ovarian toxicity / L. P. Nampoothiri, S. Gupta // Reprod. Toxicol. – 2006. – № 21(2). – P. 179–185.
424. Nickel and manganese accumulation and distribution in organs of nine crops / Malgorzata Poniedzialek, Agnieszka Sqkara, Jaroslaw Ciura, Elzbieta Jqdrszczyk // Polish Journal of Environmental Studies. – 2005. – V. 14, № 6. – P. 829–835.
425. Nommik H. Fluorine in Swedish Agricultural Products, Soil and Drinking Water / H. Nommik // Esselte Aktiebolag, Stockholm. – 1953. – № 121.
426. Picchioni G. A. Retention and the cinetics of uptake and export of foliar-applied, labeled boron by apple, pear, prune, and sweet cherry leaves / G. A. Picchioni, S. A. Weinbaum, P. H. Brown // J. Amer. Soc. Hort. Sci. – 1995. – V. 120. – P. 28–35.
427. Plant-water relations as affected by heavy metal stress: a review / J. Barcelo, Ch. Poschenrieder // J. Plant Nutr. – 1990. – Vol. 13, № 1. – P. 1–37.
428. Prasad M. N .V. Removal of toxic metals from solution by leaf, stem and root phytomass of *Quercus ilex* L. (holly oak) / M. N .V. Prasad, H. Freitas // Environmental Pollution. – 2000. – № 110. – P. 277–283.
429. Rahman A. K. M. R. Distribution of Heavy Metals in Rice Plant Cultivated in Industrial Effluent Receiving Soil / A. K. M. R. Rahman, S. M. Hossain // Mir Md. Akramuzzaman. EnvironmentAsia. – 2010. – № 3(2). – P. 15–19.
430. Shariat M. Heavy metal accumulation in south Tehran vegetable crops. (In Persian) / M. Shariat and S. Farshi // Journal of Soil and Water. – 1997. – № 5. – P. 3–14.
431. Sharma B. Monitoring of heavy metals in vegetables and soil of agricultural fields of Kathmandu valley / B. Sharma, M. K. Chettri. – Ecoprint. – 2005. – V. 12 – P. 1–9.

432. Sharma R. K. Atmospheric deposition of heavy metals (Cd, Pb, Zn & Cu) in various city / R. K. Sharma, M. Agarwal, F. M. Marshal // India. Environ Monit Assess. – 2008. – № 142(1–3). – P. 269–278.
433. Singh S. Heavy metal load of soil, water and vegetables in peri-urban Delhi / S. Singh and M. Kumar // Environmental Monitoring and Assessment. – 2006. – № 120. – P. 79–91.
434. Stanchev L. Cobalt as a trace element in Bulgarian soils / L. Stanchev, G. Gyurav, N. Mashev // Izv. Centr. Nauch. Inst. Pochvozn. Agrotekh “Pushkarov”. – 1962. – V. 4. – № 145.
435. The identification of effects of natural factors on the concentration of chemical elements in the plant food products / A. N. Nekos, E. V. Visotska, A. P. Porvan, A. L. Petuhova // Nauka i studia. – Ecologia. – 2012. – № 10(55). – P. 46–59.
436. Tiffin L. O. The form and distribution of metals in plants: an overview / L. O. Tiffin // Hanford Life Sciences Symp. U. S. Department of Energy, Symposium Series. – Washington, D.C., 1977. – 315 p.
437. Tiffin L. O. Translocation of micronutrients in plants / L. O. Tiffin // Micronutrients in Agriculture / J. J. Mortvedt, P. M. Giordano, W. L. Lindsay eds. // Soil Science Society of America. – Madison, Wis., 1972. – 199 p.
438. Torabian A. Heavy metals uptake by vegetable crops irrigated with waste water in south Tehran (In Persian) / A. Torabian, M. Mahjouri // Journal of Environmental Study. – 2002. – V. 16, № 2.
439. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China / Cui Y. L., Zhu Y. G., Zhai R. H., Chen D. Y. et al. // Environment International. – 2004. – 30. – P. 785–791.
440. Uchida S. Soil-to-plant transfer factors of stable elements and naturally occurring radionuclids upland field groups collected in Japan / S. Uchida, K. Tagami, I. Hirai // Nuclear Science and Technology. – 2007. – № 44. – P. 628–640.
441. Uptake and retranslocation of leaf-applied cadmium ( $^{109}\text{Cd}$ ) in diploid, tetraploid and hexaploid wheats / Cakmak I., Welch R. M., Hart J. et al. // J. Exp. Bot. – 2000. – V. 51, № 343. – P. 221–226.
442. Usman O. A. S. Cassia plant as bioaccumulator of tracemetals: sensitivity to lead and manganese / O. A. S. Usman, D. Omotayo // Biological and Environmental Sciences Journal for the Tropics. – June, 2007. – № 4(1). – P. 164–167.
443. Verma S. Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants / S. Verma, R. S. Dubey // Plant Science. – 2003. – № 164(4). – P. 645–655.

444. Vetter H. Immissionstoffbelastung in der nachbarschaft einer Blei- und Zinkhette / H. Vetter, R. Mehliop, K. Frechternicht // Berichte uber Landwirtschaft. – 1974. – Bd. 52, № 2. – S. 327–350.
445. Wang Qingren Y Dong. Instances of Soil and Crop Heavy Metal Contamination in China / Wang Qingren Y Dong, Y Cui, X Liu // Soil and Sediment Contamination. – 2001. – № 10(5). – P. 497–510.
446. Weis J. S. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration / J. S. Weis, P. Weis // Environ Int. – 2004. – V. 30, № 5. – P. 685–700.
447. Yargholi B. Investigation of the Firozabad wastewater quality-quantity variation for agricultural use. Final report / B. Yargholi ; Iranian Agricultural Engineering research Institute. – 2007.
448. Yu L. Risk assessment of heavy metals in soils and vegetables around non-ferrous metals mining and smelting sites, Baiyin, China / Yu L., Yan-bin, Xin W. et al. // Journal of Environmental Science. – 2006. – V. 18, № 6. – P. 1124–1134.
449. Yuncai Hu. Spatial distributions and net deposition rates of Fe, Mn and Zn in the elongating leaves of wheat under saline soil conditions. / Hu. Yuncai, Sabine von Tucher, Urs Schmidhalter // Functional Plant Biology. – 2000. – V. 27, № 1. – P. 53–59.
450. Zeller S. Long-distance transport of cobalt and nickel in maturing wheat / S. Zeller, U. Feller // European Journal of Agronomy. – 1999. – V. 10, Issue 2. – P. 91–98.
451. Zinc and cadmium accumulation and tolerance in populations of *Sedum alfredii* / Deng D. M., Shu W. S., Zhang J. et al. // Environ Pollut. – 2007. – № 147. – P. 381–386.